

Andreas Meyer-Aurich

**Entwicklung von umwelt- und naturschutzgerechten Verfahren der
ackerbaulichen Landnutzung für das Biosphärenreservat
Schorfheide-Chorin**

Dissertation
am Institut für Geographie und
Geoökologie der

Universität Potsdam

zur Erlangung des akademischen Grades

Dr. rer. nat.

in der Wissenschaftsdisziplin

GEOÖKOLOGIE

Andreas Meyer-Aurich

Vorwort

Diese Arbeit ist im Zusammenhang mit dem interdisziplinären Verbundprojekt „Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft“ entstanden und wurde mit Mitteln der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) finanziert. Sie ist im Rahmen der Projektbearbeitung des Teilprojektes "Dauerhaft umweltgerechte Landnutzung" unter der Leitung von Dr. Reinhold Roth und Dr. Armin Werner im Zeitraum von 1994 bis 1997 am Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung, Müncheberg e.V. (ZALF) entstanden. Für die Unterstützung zur Fertigstellung der Arbeit möchte ich mich herzlich bedanken. Die Inhalte beruhen zu einem großen Teil auf Ergebnissen, die in konstruktiver Zusammenarbeit mit einer Vielzahl von Projektbearbeitern entstanden sind. An dieser Stelle spreche ich allen Projektarbeitern meinen Dank aus, die zu dem Erfolg des Verbundprojektes beigetragen haben und diese Arbeit möglich gemacht haben. Im einzelnen möchte ich Ulrike Schneeweiß, Matthias Herrmann und Bettina Wilkening für die Bereitstellung von Daten danken, die in dieser Arbeit verwendet werden konnten.

Den ehemaligen Kollegen des ZALF, die mir als Experten wichtige Hinweise gaben, möchte ich an dieser Stelle danken. Insbesondere gilt mein Dank Frau Prof. Dr. Monika Frielinghaus und Herrn Dr. Roger Funk, die mir wichtige Hinweise für die Erosionsabschätzung gaben.

Meinen Dank spreche ich den ehemaligen Kollegen des Instituts für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie aus, die mich in vielfältiger Weise bei der Erstellung der Arbeit unterstützt haben. Für das Gelingen der Arbeit hat die kollegiale Zusammenarbeit mit Peter Zander, Dr. Reinhold Roth und Dr. Armin Werner einen entscheidenden Einfluss gehabt, wofür ich mich herzlich bedanke.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Hans-Rudolf Bork für die Betreuung der Arbeit und viele wertvolle Hinweise, die sehr zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben. Herrn Prof. Dr. Johannes Kuchler und Herrn Dr. Dieter Knothe danke ich für die Übernahme der Gutachten.

Für die kritische Durchsicht der Arbeit und wertvolle Hinweise zum Manuskript möchte ich mich bei Herrn Peter Zander, Frau Dr. Claudia Latus und Herrn Dr. Hans-Peter Piorr bedanken.

Dem Lehrstuhl für Wirtschaftslehre des Landbaues der Technischen Universität danke ich für Unterstützung während der Drucklegung des Manuskripts.

Bei meiner Frau Katharina Aurich bedanke ich mich für die vielfältige Unterstützung während der Erarbeitung der Dissertation und wertvolle Hinweise zum Manuskript.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	III
Inhaltsverzeichnis	V
Abbildungsverzeichnis.....	VIII
1 Einleitung	1
1.1 Problemstellung und Zielsetzung.....	1
1.2 Vorgehensweise	3
2 Planungsmethoden zur Entwicklung von umwelt- und naturschutzgerechter Landnutzung	7
2.1 Grundsätzliche Überlegung zur Planung.....	7
2.2 Das "Framework for Land Evaluation" als Rahmen zur Entwicklung von umwelt- und naturschutzgerechter Landnutzung	8
2.3 Ziele des Umwelt- und Naturschutzes, Umweltqualitätsziele.....	10
2.4 Methoden zur Bewertung von Landnutzung.....	12
3 Zusammenhang zwischen landwirtschaftlicher Landnutzung und ausgewählten Umweltqualitätszielen.....	15
3.1 Schutz des Grundwassers vor Nitrateintrag aus landwirtschaftlicher Bodennutzung.....	16
3.2 Bedeutung der Landnutzung für die Gewährleistung einer hohen Grundwasserneubildungsrate	19
3.3 Bedeutung der Landnutzung für den Schutz des Bodens vor Abtrag durch Wind (Winderosion).....	19
3.4 Bedeutung der Landnutzung für den Schutz des Bodens vor Abtrag durch Wasser (Wassererosion)....	20
3.5 Bedeutung der Landnutzung für den Rebhuhnschutz.....	22
3.6 Bedeutung der Landnutzung für den Schutz von Amphibien	26
3.7 Bedeutung der Landnutzung für die Sicherung und Verbesserung der Lebensraumqualität für den Kranich (Grus grus)	30
4 Datengrundlage und Arbeitsmethodik	33
4.1 „Untersuchungsraum“ und „Untersuchungsgebiet Wilmersdorf“	33
4.1.1 Natürliche Standortbedingungen	34
4.1.2 Daten zur landwirtschaftlichen Landnutzung im Untersuchungsraum.....	35

1	Einleitung	
4.2	Entwicklung von Modellverfahren zur Abbildung von ackerbaulichen Landnutzungssystemen.....	36
4.2.1	Zielangepasste Verfahren	37
4.3	Methodik zur Analyse der Landnutzung im Untersuchungsraum und Bewertung der modellhaften Verfahren.....	39
4.3.1	Methodik zum Stickstoffaustrag ins Grundwasser.....	43
4.3.1.1	Kalkulation des standörtlichen Stickstoffverlagerungspotentials	43
4.3.1.2	Parameter der Landnutzung zur Charakterisierung des Nitrataustragspotentials ins Grundwasser	44
4.3.1.3	Regelwerk zur Bewertung der Modellverfahren hinsichtlich des Grundwasserschutzes vor Nitratreintrag.....	45
4.3.2	Methodik zur Grundwasserneubildung	47
4.3.2.1	Kalkulation des standörtlichen Grundwasserneubildungspotentials.....	47
4.3.2.2	Parameter der Landnutzung zur Charakterisierung des Grundwasserneubildungspotentials ...	47
4.3.2.3	Regelwerk zur Bewertung der Modellverfahren hinsichtlich ihres Beitrages zur Grundwasserneubildung	47
4.3.3	Methodik zum Schutz des Bodens vor Abtrag durch Wind.....	47
4.3.3.1	Abschätzung des standörtlichen Winderosionspotentials	47
4.3.3.2	Parameter zur Charakterisierung der nutzungsbedingten Winderosionsgefährdung.....	48
4.3.3.3	Beurteilung der Modellverfahren hinsichtlich des Schutzes vor Winderosion.....	48
4.3.4	Methodik zum Schutz des Bodens vor Abtrag durch Wasser.....	49
4.3.4.1	Standörtliches Wassererosionspotential.....	49
4.3.4.2	Parameter der Landnutzung zur Charakterisierung des Wassererosionspotentials.....	50
4.3.4.3	Beurteilung der Modellverfahren hinsichtlich des Schutzes vor Wasser-erosion.....	50
4.3.5	Methodik zur Analyse der Landnutzung hinsichtlich der Auswirkungen auf Rebhühner	52
4.3.5.1	Landschaftliches Potential für Rebhühner	52
4.3.5.2	Parameter der Landnutzung zur Charakterisierung des Störungspotentials im Untersuchungsraum.....	52
4.3.5.3	Beurteilung der Modellverfahren hinsichtlich des Rebhühnschutzes	53
4.3.6	Methodik zur Analyse der Landnutzung hinsichtlich der Auswirkungen auf Amphibien.....	55
4.3.6.1	Landschaftliches Potential für Amphibien.....	55
4.3.6.2	Parameter der Landnutzung zur Charakterisierung des amphibienspezifischen Störungspotentials landwirtschaftlicher Anbauverfahren	55
4.3.6.3	Beurteilung der Modellverfahren hinsichtlich des Amphibienschutz	56
4.3.7	Methodik zur Analyse der Landnutzung hinsichtlich der Auswirkungen Kraniche (<i>Grus grus</i>)..	58
4.3.7.1	Erfassung des landschaftlichen Potentials für Kraniche	58
4.3.7.2	Bedeutung der landwirtschaftlichen Landnutzung im Untersuchungsraum für Kraniche.....	58
4.3.7.3	Beurteilung der Modellverfahren hinsichtlich des Kranichschutzes.....	58
5	Ergebnisse und Diskussion der einzelnen Umweltqualitätsziele	61
5.1	Eignungsbewertung hinsichtlich Schutz des Grundwassers vor Stickstoffeintrag	61
5.1.1	Standörtliches N-Verlagerungspotential im Untersuchungsraum	61
5.1.2	Analyse der Landnutzungspraxis im Untersuchungsraum - Stickstoff.....	62
5.1.2.1	Stickstoffdüngepaxis im Untersuchungsraum.....	62
5.1.2.2	Verfahrensbedingtes Stickstoffauswaschungspotential	64
5.1.2.3	Sensitivitätsanalyse	66
5.1.3	Bewertungsergebnisse der Modellverfahren - Stickstoffaustrag.....	67
5.1.4	Schlussfolgerungen und Diskussion - Stickstoffaustrag.....	70
5.2	Eignungsbewertung hinsichtlich Gewährleistung einer hohen Grundwasserspende.....	71
5.2.1	Standortabhängiges Grundwasserneubildungspotential	71
5.2.2	Bedeutung der Landnutzung im Untersuchungsraum für die Grundwasserneubildung	71
5.2.3	Bewertung der modellhaften Verfahren hinsichtlich Grundwasserneubildung.....	72
5.2.4	Schlussfolgerungen und Diskussion - Grundwasserneubildung	72
5.3	Eignungsbewertung hinsichtlich Schutz des Bodens vor Abtrag durch Wind.....	73

5.3.1	Standörtliches Winderosionspotential im Untersuchungsraum.....	73
5.3.2	Landnutzungsbedingte Winderosionsgefährdung im Untersuchungsraum.....	74
5.3.3	Bewertungsergebnisse der Modellverfahren - Winderosion.....	75
5.3.4	Schlussfolgerungen und Diskussion - Winderosion.....	75
5.4	Eignungsbewertung hinsichtlich Schutz des Bodens vor Abtrag durch Wasser	76
5.4.1	Standörtliches Wassererosionspotential im Untersuchungsraum.....	76
5.4.2	Landnutzungsbedingte Wassererosion im Untersuchungsraum.....	77
5.4.3	Bewertungsergebnisse der Modellverfahren - Wassererosion	79
5.4.4	Schlussfolgerungen und Diskussion - Wassererosion	79
5.5	Eignungsbewertung hinsichtlich Schutz des Rebhuhns.....	80
5.5.1	Landschaftliches Potential für Rebhühner im Untersuchungsraum	80
5.5.2	Bedeutung der Landnutzungsintensität im Untersuchungsraum für die Rebhühner	83
5.5.3	Bewertungsergebnisse Modellverfahren	86
5.5.4	Diskussion der Bedeutung der landwirtschaftlichen Landnutzung im Untersuchungsraum für Rebhühner	88
5.6	Eignungsbewertung hinsichtlich Schutz der Amphibien	88
5.6.1	Landschaftliche Potential für Amphibien im Untersuchungsgebiet Wilmersdorf.....	88
5.6.2	Störungspotential der landwirtschaftlichen Landnutzung im Untersuchungsraum	89
5.6.3	Bewertung der Modellverfahren - Amphibienschutz	93
5.6.4	Diskussion Bedeutung der Landwirtschaft für Amphibien im Untersuchungsraum	95
5.7	Eignungsbewertung hinsichtlich Verbesserung der Habitatqualität des Kranichs	95
5.7.1	Bewertungsergebnisse der Modellverfahren - Kranichschutz.....	95
5.7.2	Diskussion der Bedeutung der Landwirtschaft für den Kranichschutz.....	96
6	Zusammenführung der Ergebnisse	99
6.1	Beziehungen der Umweltqualitätsziele zueinander.....	99
6.2	Mehrzieloptimierung auf betrieblicher Ebene	100
6.3	Anwendung der bewerteten Modellverfahren für Szenarien der Landnutzung.....	101
7	Schlussfolgerungen und Diskussion	107
8	Zusammenfassung.....	111
9	Literatur.....	113
10	Anhang.....	122

Abbildungsverzeichnis:

Abb. 1-1:	Einbindung der Arbeit in das Verbundprojekt „Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft“ (Die grau hinterlegten Kästchen stellen den Fokus dieser Arbeit dar).....	4
Abb. 2-1:	Landeignungsbewertung zur Entwicklung von umwelt- und naturschutzgerechten Verfahren der Landnutzung (verändert nach FAO, 1976).....	8
Abb. 3-1:	Schematische Darstellung von Landnutzungssystemen	15
Abb. 4-1:	Geografische Lage des Untersuchungsraums und Untersuchungsgebietes in Brandenburg.....	33
Abb. 4-2:	Methodischer Rahmen zur Entwicklung von umwelt- und naturschutzgerechter Landnutzung (* Sozioökonomische Bewertung nicht Teil dieser Arbeit).....	40
Abb. 4-3:	Entwicklung der Regelwerke zur Bewertung der landwirtschaftlichen Landnutzung.....	42
Abb. 4-4:	Störungswirkung von Erntearbeiten und Insektizidbehandlungen in Abhängigkeit vom Termin der Durchführung (nach HERRMANN, 1997).....	53
Abb. 4-5:	Störungswirkung amphibienrelevanter Maßnahmen in Abhängigkeit vom Termin der Durchführung auf Flächen, die während der Migration überquert werden.....	57
Abb. 4-6:	Störungsempfindlichkeit der Kraniche auf landwirtschaftlich genutzten Flächen zu Zeiten der Rast (1: hohe Störungsempfindlichkeit, 0 keine Störungsempfindlichkeit) nach WILKENING (1998).....	59
Abb. 5-1:	N-Austauschhäufigkeit im Untersuchungsraum in Abhängigkeit vom Substattyp entsprechend Tab. 5-1	62
Abb. 5-2:	Häufigkeit unterschiedlicher Austragspotentiale	64
Abb. 5-3:	N-Austragspotential nach Kulturen in kg N pro ha und Jahr (mit Standardabweichung und statistisch unterscheidbaren Gruppen).....	65
Abb. 5-4:	Sensitivität des N-Austragspotentials bei Lupine auf die Variation verschiedener Einflussgrößen	67
Abb. 5-5:	Zielerreichungsgrade Schutz vor N-Austrag der Modellverfahren	68
Abb. 5-6:	N-Salden der Modellverfahren (Standardverfahren) in Abhängigkeit von Kulturart und Ackerzahl (AZ).....	69
Abb. 5-7:	Zielerreichungsgrad Standardverfahren im Vergleich zu angepassten Verfahren.....	70
Abb. 5-8:	Verteilung der Kulturarten auf Standorten mit unterschiedlichem Grundwasserneubildungspotential	72
Abb. 5-9:	Standörtliche Winderosionsgefährdung im Untersuchungsraum in Abhängigkeit von Substratflächentyp und Hydromorphieflächentyp nach FRIELINGHAUS (1994)	73
Abb. 5-10:	Verteilung der Kulturarten auf den Standorten mit unterschiedlicher Anfälligkeit für Winderosion	74
Abb. 5-11:	Zielerreichungsgrad „Winderosionsschutz“ Standardverfahren im Vergleich zu angepassten Verfahren	75
Abb. 5-12:	Standörtliche Wassererosionsgefährdung im Untersuchungsraum in Abhängigkeit von Substratflächentyp und Neigungsflächentyp nach Frielinghaus (1994)	76
Abb. 5-13:	Verteilung der Kulturarten auf verschieden wassererosionsgefährdeten Standorten.....	78
Abb. 5-14:	Zielerreichungsgrade Wassererosionsschutz der Modellverfahren	79
Abb. 5-15:	Verhältnis Betriebsgröße zu Schlaggröße von 20 Betrieben im Untersuchungsraum	80
Abb. 5-16:	Grenzlindex der Schläge und Teilschläge im Untersuchungsraum	81

Abb. 5-17:	Zusammenhang zwischen Grenzlinienindex und Größe der Schläge bzw. Teilschläge im Untersuchungsraum	82
Abb. 5-18:	Kumulierte Verteilung der Ernte- bzw. Pflgetermine verschiedener Kulturen (1996)	84
Abb. 5-19:	Zielerreichungsgrad (ZEG) der Standardmodellverfahren hinsichtlich „Rebhuhnschutz“ in Abhängigkeit von Kulturart und Ackerzahl.....	87
Abb. 5-20:	Häufigkeit der Störungen der Rebhühner (STR) während der Brut und Jungenaufzucht (Modellverfahren).....	87
Abb. 5-21:	Anwanderungsverhalten verschiedener Amphibienarten im Frühjahr 1995 (kumulierte Häufigkeiten).....	90
Abb. 5-22:	Zeitliche Verteilung verschiedener landwirtschaftlicher Maßnahmen im Frühjahr 1995 (kumulierte Häufigkeiten)	90
Abb. 5-23:	Anwanderungsverhalten verschiedener Amphibienarten im Frühjahr 1995 (kumulierte Häufigkeiten).....	91
Abb. 5-24:	Zeitliche Verteilung verschiedener landwirtschaftlicher Maßnahmen im Frühjahr 1996 (kumulierte Häufigkeiten).....	91
Abb. 5-25:	Störungshäufigkeiten (STA) der Standardverfahren nach Kulturen.....	94
Abb. 5-26:	Vergleich des Zielerreichungsgrades „Schutz der Amphibien“ bei Standardverfahren (INT) und zielangepassten Verfahren (AMP)	94
Abb. 5-27:	Zielerreichungsgrade „Verbesserung der Lebensraumqualität für den Kranich“ der Standardverfahren nach Kulturen in Abhängigkeit von Ackerzahl.....	96
Abb. 6-1:	Trade-off zwischen dem betrieblichen Gesamtdeckungsbeitrag und dem Zielerreichungsgrad des Amphibienschutzes sowie Auswirkungen auf andere Umweltqualitätsziele (aus Kächele & Zander, 1998)	100
Abb. 6-2:	Auswirkungen der Veränderung der Rahmenbedingungen auf Umweltqualitätsziele (Marktfruchtbetrieb)	103
Abb. 6-3:	Auswirkungen der Veränderung von Rahmenbedingungen auf Umweltqualitätsziele (Gemischtbetrieb mit Viehhaltung).....	103
Abb. 6-4:	Zusammenhang zwischen Anteil der Stilllegung an landwirtschaftlich genutzter Fläche und Veränderung des Zielerreichungsgrades „Schutz vor N-Austrag“ in den Szenarien für einen Marktfrucht- bzw. Gemischtbetrieb (Daten nach ZANDER, 1997 und eigene Berechnungen)....	104
Abb. 6-5:	Zusammenhang zwischen Anteil der Stilllegung an landwirtschaftlich genutzter Fläche und Veränderung des Zielerreichungsgrades „Schutz des Rebhuhns“ in den Szenarien für einen Marktfrucht- bzw. Gemischtbetrieb (Daten nach ZANDER, 1997 und eigene Berechnungen)....	105
Abb. 6-6:	Zusammenhang zwischen Anteil der Stilllegung an landwirtschaftlich genutzter Fläche und Veränderung des Zielerreichungsgrades „Schutz der Amphibien“ in den Szenarien für einen Marktfrucht- bzw. Gemischtbetrieb (Daten nach ZANDER, 1997 und eigene Berechnungen)....	105

Tabellenverzeichnis:

Tab. 3-1:	Winderosionsanfälligkeit verschiedener Kulturpflanzen	20
Tab. 3-2:	Zusammenhang zwischen Frühjahrsdichten des Rebhuhns und Biotopfaktoren (nach PEGEL, 1987).....	23
Tab. 3-3:	Untersuchungen zu Gelegeverlusten von Rebhühnern in England.....	24
Tab. 4-1:	Flächennutzung und naturraumspezifische Nutzungsdaten im Landkreis Uckermark (nach Altkreisen).....	34
Tab. 4-2:	Kennzahlen der Landnutzung der Betriebe, deren Nutzung intensiv erfasst wurde, im Vergleich zu den restlichen Betrieben im Untersuchungsraum.....	35
Tab. 4-3:	Überblick über modellhafte Anbauverfahren	37
Tab. 4-4:	Zusätzliche Aufwendungen und Ertragsbeeinflussung der angepasste Verfahren mit Zwischenfruchtanbau bzw. Untersaat	38
Tab. 4-5:	Zusätzliche Aufwendungen und Ertragsbeeinflussung der angepasste Verfahren für den Rebhuhnschutz	38
Tab. 4-6:	Zusätzliche Aufwendungen und Ertragsbeeinflussung der angepasste Verfahren für den Amphibienschutz'	39
Tab. 4-7:	Genutzte Daten auf den verschiedenen räumlichen Ebenen und Verwendungszweck	41
Tab. 4-8:	Berücksichtigte N-Input-Parameter bei der Kalkulation des N-Austragspotentials.....	45
Tab. 4-9:	Einflussgrößen, Zugehörigkeitsfunktionen und Wichtungen zur Berechnung des Zielerreichungsgrades Schutz des Grundwassers vor Nitrateintrag	46
Tab. 4-10:	Einschätzung des Zielerreichungsgrades der Anbauverfahren zum Erhalt einer hohen Grundwasserneubildung.....	47
Tab. 4-11:	Bestimmung des standörtlichen Winderosionspotentials für Flächentypen und Bodenarten der D-Standorte auf der Basis der MMK nach FRIELINGHAUS (1994).....	48
Tab. 4-12:	Klassifikation der Winderosionsanfälligkeit ackerbaulicher Anbaukulturen (nach Lehmann 1992).....	48
Tab. 4-13:	Matrix partieller Zielerreichungsgrad Winderosionsschutz.....	49
Tab. 4-14:	Regelwerk zur Berechnung des Zielerreichungsgrades Schutz vor Winderosion	49
Tab. 4-15:	Bestimmung der potentiellen Wassererosionsgefährdung für Flächentypen und Bodenarten der D-Standorte auf der Basis der MMK nach FRIELINGHAUS (1994).....	50
Tab. 4-16:	Zielerreichungsgrad Schutz vor Sommererosion	51
Tab. 4-17:	Einflussgrößen, Zugehörigkeitsfunktionen und Wichtungen zur Berechnung des Zielerreichungsgrades Schutz vor Wintererosion bei Winterungen (Wintergetreide und Winterraps) bestimmen	51
Tab. 4-18:	Zielerreichungsgrade Schutz vor Wintererosion.....	52
Tab. 4-19:	Regeln zur Berechnung des Zielerreichungsgrades Schutz vor Wassererosion	52
Tab. 4-20:	Regelwerk zur Berechnung des Zielerreichungsgrades "Rebhuhnschutz"	54
Tab. 4-21:	Regelwerk zur Berechnung des Zielerreichungsgrades "Amphibienschutz"	57
Tab. 4-22:	Klassifikation der Ernterückstände verschiedener Kulturarten nach der Nutzbarkeit für Kraniche nach WILKENING (1998).....	58
Tab. 4-23:	Regelwerk zur Berechnung des Zielerreichungsgrades "Verbesserung der Habitatbedingungen für den Kranich"	60

Tab. 5-1:	Austauschhäufigkeit und Bewertung des Verlagerungsrisikos der verschiedenen Standorttypen im Untersuchungsraum	61
Tab. 5-2:	Durchschnittliche Düngung, Ertrag und Düngungsüberschuss wichtiger landwirtschaftlicher Kulturpflanzen im Untersuchungsraum (Daten von 19 Betrieben 1995 bis 1997).....	63
Tab. 5-3:	Analysierte Gruppen von Betrieben	64
Tab. 5-4:	Streuungsursachen des N-Austragspotentials (Varianzanalyse, N-Austrag, alle Kulturen, Betriebstypen).....	65
Tab. 5-5:	Streuungsursachen des N-Austragspotentials (Varianzanalyse mit ausgewählten Kulturen und ausgewählten Betrieben)	66
Tab. 5-6:	Mittlerer N-Austrag bei verschiedenen Kulturen und unterschiedlichen Betrieben (kg N/ ha).....	66
Tab. 5-7:	Anteile der Flächen mit unterschiedlichem Winderosionsgefährdung im Untersuchungsraum	73
Tab. 5-8:	Verteilung der Flächen mit unterschiedlichem Wassererosionspotential.....	77
Tab. 5-9:	Mittlerer Saattermin der Wintergetreidearten im Untersuchungsraum (1995)	78
Tab. 5-10:	Mittlerer Grenzlinienindex, mittlere Schlaggröße, Betriebsgrößen im Untersuchungsraum	83
Tab. 5-11:	Anteil der Betriebsflächen, die mit Striegeln behandelt wurden (1997).....	84
Tab. 5-12:	Anteil der Flächen (in %), die während des Brutgeschäftes (10.5.-20.7.) mit Insektiziden behandelt wurden	85
Tab. 5-13:	Anteil der Flächen, die mit Herbiziden behandelt wurden	86
Tab. 5-14:	Verteilung der Flächen im Untersuchungsgebiet 3 nach Bedeutung für Amphibien	89
Tab. 5-15:	Fangzahlen von Amphibien im Untersuchungsraum 1995 und 1996 (Daten von Schneeweiß, 1997).....	89
Tab. 5-16:	Korrelation (Spearmanische Rangkorrelationskoeffizient) zwischen der Anzahl verschiedener landwirtschaftlicher Maßnahmen und den täglichen Fangzahlen von Amphibien zur Frühjahrsanwanderung 1995 und 1996 (n=170 Tage, Signifikanzgrenzen (p<0,05): 0,16)	92
Tab. 5-17:	Korrelation (Spearmanische Rangkorrelationskoeffizient) zwischen der Anzahl verschiedener landwirtschaftlicher Maßnahmen und Anzahl gefangener Amphibien bei der Abwanderung 1.8.1995 - 31.12.1995 (n=152 Tage, Signifikanzgrenzen (p<0,05): 0,16).....	93
Tab. 6-1:	Korrelation der Zielerreichungsgrade zueinander (nach Pearson, n = 1732)	99
Tab. 6-2:	Rahmenbedingungen in fünf untersuchten Politikvarianten.....	102

Abkürzungsverzeichnis der Kulturarten

BGE	Braugerste
ERB	Erbsen
GLU	Gelblupinen
HAF	Hafer
KMA	Körnermais
LUZ	Luzerne
OLE	Öllein
SBL	Sonnenblumen
SGE	Sommergerste
SKA	Speisekartoffeln
SMA	Silomais
STI	Stillegung
SWE	Sommerweizen
TRI	Triticale
WGE	Wintergerste
WRA	Winterraps
WRO	Winterroggen
WWE	Winterweizen
ZRU	Zuckerrüben

1 Einleitung

1.1 Problemstellung und Zielsetzung

Die mit der landwirtschaftlichen Landnutzung im Zusammenhang stehenden Umweltprobleme werden seit den 80er Jahren zunehmend kritisch diskutiert (NIEBERG, 1994). Die Bedeutung der landwirtschaftlichen Landnutzung für den Umwelt- und Naturschutz ist insbesondere deshalb so groß, da mehr als die Hälfte der Fläche (54,7%) der Bundesrepublik Deutschland landwirtschaftliche Nutzflächen sind (SRU, 1996). Mit abnehmender volkswirtschaftlicher Bedeutung und zunehmender Abhängigkeit von Subventionen werden die Umweltbelastungen der Landwirtschaft immer kritischer betrachtet. Im Sondergutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen sind die Umweltprobleme der Landwirtschaft in umfangreicher Weise zusammengestellt (SRU, 1985). Die "Beeinträchtigung, Verkleinerung, Zersplitterung und Beseitigung naturbetonter Biotope und Landschaftsbestandteile des von der Landwirtschaft geprägten ländlichen Raumes" und der damit in Zusammenhang stehende Artenrückgang in der Agrarlandschaft wird als die schwerwiegendste negative Auswirkung der Landwirtschaft genannt. Als weitere wichtige Umweltprobleme der Landwirtschaft nennt der Sachverständigenrat die Belastung des Grundwassers, die Beeinträchtigung des Bodens und der Oberflächengewässer, die Beeinträchtigung der Nahrungsmittelqualität und die Belastung der Luft durch Emissionen (SRU, 1985). Neben den negativen Effekten werden allerdings der Landwirtschaft auch zunehmend ökologischen Leistungen zugesprochen (KNAUER, 1995). Diese Situation ist nicht nur auf Deutschland beschränkt, sondern findet weltweit mehr und mehr Beachtung (SMIT et al., 1997).

Vor dem Hintergrund der allgemeinen Umweltprobleme entstand die Forderung nach "nachhaltiger Entwicklung" (*sustainable Development*), die im sogenannten Brundtland-Report (WCED, 1987) und nachfolgend in der Agenda 21 in Rio de Janeiro 1992 ihren Ausdruck fand und in internationalen Verträgen festgehalten wurde (UNCED, 1992). Unter nachhaltiger Entwicklung wird eine Entwicklung verstanden, die sowohl den Bedürfnissen der heutigen, als auch der künftigen Erdbewohner gerecht wird (UNCED, 1992). In Kapitel 14 der Agenda 21 wird auch für den Agrarbereich eine "nachhaltige Landwirtschaft" (*sustainable agriculture*) gefordert. Spätestens seit diesem Zeitpunkt ist der Begriff „nachhaltige Landwirtschaft“ in zahlreichen Studien und Publikationen zu finden, obwohl die Bedeutung und Verwendung des Begriffs nicht ohne Widersprüche ist (CHRISTEN, 1996; HANSEN, 1996; SMIT & SMITHERS, 1993; PANNELL & SCHLIZZI, 1999). HANSEN (1996) unterscheidet zwischen Ansätzen, die Nachhaltigkeit als eine *Herangehensweise* an Landwirtschaft interpretieren und Ansätzen, die Nachhaltigkeit als eine *Eigenschaft* von Landwirtschaft sehen. Bei letzteren wird zwischen der Eigenschaft, gesetzten Zielen nachhaltiger Entwicklung zu entsprechen und der Eigenschaft zu überdauern unterschieden. Für die vorliegende Arbeit wird nachhaltige Landwirtschaft als die Eigenschaft, gesetzten Zielen einer nachhaltiger Entwicklung zu entsprechen, definiert. Damit wird der Mehrzielcharakter unterstrichen, der von der Definition vieler verschiedener Kriterien abhängig ist (SMITH & MCDONALD, 1998).

Die beschriebenen Probleme und die Vision einer nachhaltigen Landwirtschaft haben zu einer regen Forschungstätigkeit mit teilweise großen, meist interdisziplinären Forschungsprojekten

geführt (z.B.: Sonderforschungsbereich "Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften" (ZEDDIES, 1995), Forschungsverbund Agrarökosysteme München (PFADENHAUER et al., 1997, VON LÜTZOW et al., 1998), Verbundprojekt: Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft (LEBERECHT, 1994), Ökologiezentrum Kiel (WINDHORST et al., 1997) Agroecosystem Health Project (SMIT & SMITHERS, 1993). Bei diesen Forschungsprojekten steht letztendlich immer die Frage im Vordergrund: "Was ist *nachhaltige* Landwirtschaft und wie kann sie umgesetzt werden?" Hierzu wurde in den letzten Jahrzehnten umfangreiches Wissen zusammengetragen, das allerdings meist nur einzelne Aspekte nachhaltiger Landwirtschaft betrachten konnte. Trotz dieser umfangreichen Forschungsaktivitäten bleibt die Frage nach der *nachhaltigen* Landwirtschaft nur teilweise beantwortet und ist insbesondere für die Planung die zentrale Herausforderung (SMITH & McDONALD, 1998). Nach Einschätzung des Sachverständigenrates für Umweltfragen haben trotz der Forschungsaktivitäten die Umweltprobleme in der Landwirtschaft eher zu- als abgenommen (SRU, 1996). Die Ursachen können zum einen in den für die Landwirtschaft in Deutschland geltenden Rahmenbedingungen und unzureichenden umweltpolitischen Maßnahmen gesehen werden (SRU, 1996), andererseits erweisen sich die Zusammenhänge zwischen der Landnutzung und den sie betreffenden Ökosystemen offenbar als sehr komplex, so dass gesicherte Aussagen zum Schutz der Ökosysteme schwer ableitbar sind (JESSEL, 1998). Die Wissenschaft ist daher nach wie vor gefordert, Methoden zu entwickeln, die die Auswirkungen der Landwirtschaft auf Ziele des Umwelt- und Naturschutzes anzeigen und umsetzbare Ergebnisse produzieren (WERNER et al., 1997).

Um der Komplexität des Problems gerecht zu werden, ist das Verbundprojekt "Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft" entstanden. Ziel dieses Projektes war es, grundlagenorientierte Forschungsergebnisse über den Zusammenhang von Landnutzung mit den sie umgebenden Ökosystemen in praxisrelevante Strategien umzusetzen. Die vorliegende Arbeit war in das Verbundprojekt mit dem Ziel, umwelt- und naturschutzgerechte Verfahren der Landnutzung zu formulieren und Wege aufzuzeigen, wie man zu einer nachhaltigeren Landnutzung im Sinne der oben gegebenen Definition kommen kann, eingebunden. Die Ziele des Umwelt- und Naturschutzes wurden durch die Projektpartner in Form von Umweltqualitätszielen präzisiert. Eine wesentliche Aufgabe der vorliegenden Arbeit war es, die Bedeutung der Ausgestaltung der ackerbaulichen Verfahren der Landnutzung für die Umweltqualitätsziele aus den Forschungsergebnissen der Projektpartner herauszufiltern. Darüber hinaus stellte sich die Frage, inwieweit die Verfahren der Landnutzung an Ziele des Umwelt- und Naturschutzes angepasst werden können. Außerdem sollte ein Modellsystem entwickelt werden, mit dem geprüft werden kann, ob durch eine gezielte Ausnutzung der unterschiedlichen Standortpotentiale auf den verschiedenen Flächen eines Betriebes die Umweltqualitätsziele eher erreicht werden können. Hierzu sollte eine umfangreiche Datenbank mit Produktionsverfahren landwirtschaftlicher Landnutzung entwickelt werden. Ein weiteres Ziel der Arbeit war es, Konfliktbereiche zwischen der Ausgestaltung von Verfahren der landwirtschaftlichen Landnutzung und Umweltqualitätszielen sowie Möglichkeiten und Grenzen der Anpassung von Anbauverfahren aufzuzeigen. Darüber hinaus sollen Zusammenhänge zwischen den Zielen herausgestellt werden (Konvergenz, Divergenz), um die Komplexität der Wirkung von Verfahren der landwirtschaftlichen Landnutzung auf Umweltqualitätsziele abzubilden. Aufgrund der für diese Arbeit zugrunde liegende Daten, konzentriert sie sich weitgehend auf die Bewertung und Entwicklung von Verfahren des integrierten Landbaus. Unter integriertem Landbau versteht man nach (HEITEFUß, 1990) standort- und umweltgerechte Systeme der Pflanzenproduktion, in denen unter Beachtung ökologischer und ökonomischer Anforderungen alle geeigneten und vertretbaren Verfahren des Acker- und Pflanzenbaus, der Pflanzener-

nährung und des Pflanzenschutzes in möglichst guter Abstimmung aufeinander unter Nutzung sowohl des biologisch- technischen Fortschrittes, als auch natürlicher Begrenzungsfaktoren eingesetzt werden, um langfristig sichere Erträge und betriebswirtschaftlichen Erfolg zu gewährleisten. Umweltrelevante Effekte sollen bei der Wahl verschiedener Anbaualternativen berücksichtigt werden. Der integrierte Landbau ist eher ein Handlungsprinzip und ist von der Betriebsstruktur mit dem konventionellen Landbau vergleichbar (PIORR & WERNER, 1998).

Unter konventioneller Landwirtschaft kann als Gegensatz zum integrierten Landbau eine Landwirtschaft verstanden werden, bei der pflanzenbauliches und ökologisches Wissen nicht systematisch genutzt wird, um Belastungen des Ökosystems zu vermeiden. Es muss allerdings davon ausgegangen werden, dass auch bei konventioneller Wirtschaftsweise pflanzenbauliches und ökologisches Wissen genutzt werden muss, um einen hinreichenden Ertrag zu erzielen. Auch ein konventioneller Landwirt verhält sich ökonomisch rational und wird in gewissem Rahmen zum Beispiel Schadschwellen berücksichtigen. Die Abgrenzung zur integrierten Wirtschaftsweise ist daher schwierig. Im Rahmen dieser Arbeit wird die Landnutzungspraxis im Untersuchungsraum als konventionell bezeichnet, wenn der Betrieb sich nicht einer anders bezeichneten kontrollierten Wirtschaftsweise verpflichtet hat, ohne Kenntnis darüber, inwiefern pflanzenbauliches oder ökologisches Wissen tatsächlich genutzt wird, um Belastungen des Ökosystems zu vermeiden. Ökologischer Landbau grenzt sich von den beiden anderen genannten Formen des Landbaus, durch seinen weitgehenden Verzicht auf mineralische Düngemittel und chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel und den daraus gegebenen Konsequenzen für das Nutzungssystem deutlich ab. Verfahren des ökologischen Landbaus blieben in dieser Arbeit weitgehend unberücksichtigt, da diese nach anderen Gesetzmäßigkeiten aufgebaut sind als Verfahren des integrierten oder konventionellen Landbaus. Da im ökologischen Landbau auf mineralische Düngemittel und chemisch-synthetisch Pflanzenschutzmittel verzichtet wird, sind die Fruchtfolgen und die N₂-Fixierung durch Leguminosen essentielle Bestandteile von Anbausystemen, die sich wesentlich schwerer modellieren lassen als Verfahren des integrierten Landbaus. Das Modellsystem wurde daher zunächst für den integrierten Landbau entwickelt. Es wird zur Zeit durch eine Forschergruppe am ZALF für den ökologischen Landbau erweitert.

Neben der Frage nach der Intensität der Landnutzung sind für viele Ziele des Umwelt- und Naturschutzes auch andere Nutzungsparameter, wie Schlaggröße oder Verteilung von unterschiedlichen Nutzungsarten von besonderer Bedeutung. Diese werden in dieser Arbeit nur peripher berücksichtigt, da dies den Fokus und methodischen Rahmen gesprengt hätte

1.2 Vorgehensweise

Die Arbeit lässt sich in die Teile EINLEITUNG (Kapitel 1), STAND DES WISSENS, (Kapitel 2 und 3), METHODEN (Kapitel 4), ERGEBNISSE (Kapitel 5) und SCHLUSSFOLGERUNGEN (Kapitel 6) unterteilen. Die Vorgehensweise ist schematisch in Abb. 1-1 dargestellt. Um zielgerichtete Verfahren der landwirtschaftlichen Landnutzung zu erstellen, müssen die Ziele konkretisiert werden. Dies erfolgte im Rahmen des Verbundprojektes, in das die Arbeit einbezogen war. Unter Berücksichtigung der Erfahrungen der beteiligten Experten wurde ein räumlich untersetzter Zielkatalog mit 14 Umweltqualitätszielen für das Untersuchungsgebiet 3 erstellt (HEIDT et al., 1997).

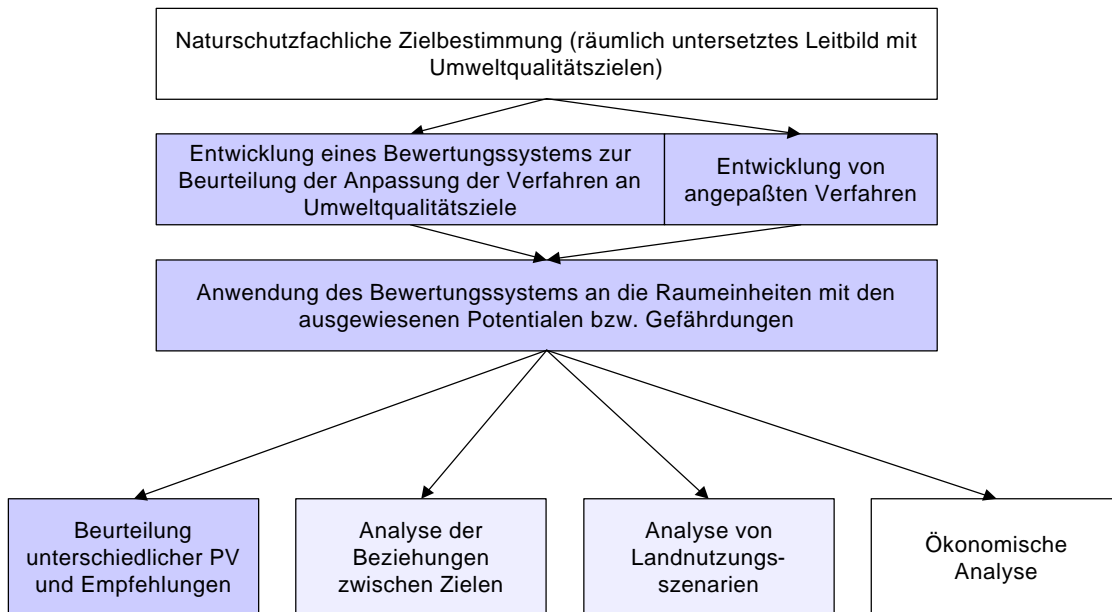


Abb. 1-1: Einbindung der Arbeit in das Verbundprojekt „Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft“ (Die grau hinterlegten Kästchen stellen den Fokus dieser Arbeit dar)

Da sich einige der formulierten Umweltqualitätsziele primär mit Flächen befassen, die nicht der Nutzung durch die Landwirtschaft dienen oder die Datenlage nicht ausreichte, um entsprechende Aussagen zu machen, wurde eine Auswahl von sieben Zielen vorgenommen, die genauer in die Untersuchung einbezogen wurden.

1. Schutz des **Grundwassers** vor Stoffeintrag aus landwirtschaftlicher Bodennutzung
2. Gewährleistung einer hohen **Grundwasserneubildung**
3. Schutz des Bodens vor **Abtrag durch Wind**
4. Schutz des Bodens vor **Abtrag durch Wasser**
5. Entwicklung einer mittelfristig überlebensfähigen Population des **Rebhuhns**
6. Sicherung der Bestände der Amphibien, insbesondere der **Rotbauchunke**
7. Sicherung und Verbesserung der Lebensraumqualität für den **Kranich**

Die ausgewählten Umweltqualitätsziele decken Teile des abiotischen Ressourcenschutzes (1.-4.) und des biotischen Naturschutzes ab. Die Zielarten Rebhuhn, Rotbauchunke und Kranich wurden ausgewählt, da sie typische bedrohte Tierarten in der Agrarlandschaft darstellen. Sie haben Leitartencharakter oder Indikatorfunktionen, da ihr Vorhandensein für intakte Biotope und Biozönosen steht, von denen eine Vielzahl anderer Organismen abhängig ist. Dabei kann das Rebhuhn aufgrund seiner Habitatansprüche als Indikator für eine vielfältige Agrarlandschaft (HERRMANN & MÜLLER-STIEß, 1997), die Rotbauchunke als Leitart für aquatische Biozönosen angesehen werden (SCHNEEWEIß & SCHNEEWEIß, 1997). Kraniche repräsentieren die

Zugvögel, die in der Agrarlandschaft wichtige Rast- und Futterplätze benötigen (WILKENING & SCHNEIDER, 1998).

Für jedes Umweltqualitätsziel wurden die Einflussgrößen der Landnutzung aus Literaturlauswertung und Expertenbefragung abgeleitet und in Kapitel 3 zusammengestellt. Hieraus ergaben sich Indikatoren oder Kennwerte, die geeignet erscheinen, die Verfahren der Landnutzung entsprechend der Zielkonformität zu kennzeichnen.

Aus der Analyse von Landnutzungsdaten von 20 Betrieben über 3 Jahre wurden Verfahren der landwirtschaftlichen Landnutzung modellhaft in einer Datenbank abgebildet, um sie für Optimierungsrechnungen und Szenarien einsetzen zu können. Die Methodik, mit der die modellhaften Verfahren auf ihre Erreichung von Umweltqualitätszielen geprüft wurden, ist in Kapitel 4 dargestellt. Die Ergebnisse zu den einzelnen Umweltqualitätszielen werden in Kapitel 5 diskutiert. In Kapitel 6 werden die Einzelergebnisse zusammengeführt und mit Hilfe von Szenarien- und Mehrzieloptimierungsrechnungen analysiert. Die integrative Analyse erfolgte in Zusammenarbeit mit Projektpartnern (grau schraffierte Kästchen in Abb. 1-1); die ökonomische Analyse wurde in einem anderen Teilprojekt durchgeführt (KACHEL, 1999). Kapitel 8 zeigt Schlussfolgerungen aus der vorgestellten Arbeit auf.

2 Planungsmethoden zur Entwicklung von umwelt- und naturschutzgerechter Landnutzung

Die Ergebnisse dieser Arbeit sollen für Planungen im weiteren Sinne verwendbar sein, ohne dass eine bestimmte Raum- oder Betriebsplanung im Vordergrund steht. Vielmehr soll aufgezeigt werden, wie Bewertungsinstrumente in Planungsmethoden eingebunden werden können. Hierzu wird zunächst der Planungs-begriff konkretisiert. Dann wird das „Framework for land evaluation“ diskutiert, das der Arbeit einen theoretischen Rahmen gibt. Die Betrachtung von Planung wird in den Kapiteln 2.3 und 2.4 mit Zielen des Naturschutzes und grundsätzlichen Überlegungen zur Bewertung ergänzt.

2.1 Grundsätzliche Überlegung zur Planung

Planung kann nach STACHOWIAK (1970) als gedankliche Vorwegnahme künftigen Handelns umschrieben werden. Sie ist ein wichtiges Instrument bei der Wahl geeigneter Handlungsoptionen und wird in vielen Bereichen, in denen Entscheidungen mit Auswirkungen auf die Zukunft erwartet werden, angewendet. Vielfach geht es dabei um den sinnvollen Einsatz knapper Ressourcen, zum Beispiel im Bereich der Ökonomie in der Entscheidungslehre (HANF, 1991) bzw. in der Betriebsplanung (BRANDES & WOERMANN, 1971). Auch in der Landschaftsplanung (BECHMANN, 1981) bzw. Landnutzungsplanung (FRESCO et al., 1989) steht das Prinzip des sinnvollen Einsatzes knapper Ressourcen im Mittelpunkt der Planungsbetrachtung. JESSEL (1998) charakterisiert "Planung" durch folgende Eigenschaften bzw. Dimensionen:

- Zukunftsbezug:
Jede Planung ist mit der Vorausschau auf die Zukunft oder Annahmen über die Zukunft verknüpft.
- Handlungsbezug:
Planungen sind vielfach Vorbereitungen für künftiges Handeln.
- Rationale Dimension:
Bei Planungen wird oft der Anspruch einer systematisch durchstrukturierten, schlüssig aufeinander aufbauenden sowie intersubjektiv nachvollziehbaren und kontrollierbaren Vorgehensweise erhoben (BENDIXEN & KEMMLER 1972; JENSEN, 1970; VALENTIN, 1990; ZANGEMEISTER, 1970).
- Normative Dimension:
Mit der Festlegung der Planziele wie auch der Bestimmung der Gegenstände der Planung sind mit Planungen stets normative Entscheidungen verknüpft (JESSEL, 1998)
- Modellcharakter:
Da sich Planungen eine häufig abstrahierende Vorstellung von der bestehenden Situation verschaffen sowie entsprechende Annahmen über künftig eintretende Situationen, hängen Planungen stets mit Modellierungsprozessen zusammen (STACHOWIAK, 1973).
- Verarbeitung von Informationen unter Reduktion von Komplexität:
Mit der in der Planung stattfindenden Modellierung findet eine zielgerichtete, das heißt von den Planungszielen abhängige Reduktion von Komplexität bzw. Selektion von Information statt (JESSEL, 1998).
- Soziale Dimension:

Planung findet in einem sozialen Kontext statt, der Gegenstandsbereiche, Inhalte und Formen der Planung bestimmt (BECHMANN, 1981).

- Steuerungs- und Koordinationsfunktion:

Planung kann, ausgehend von der Systemtheorie, verstanden werden als das Bemühen durch bewusste und gezielte Veränderung einzelner Variablen ein System so zu steuern, dass bestimmte Ziele erreicht werden (GEHMACHER, 1971).

2.2 Das "Framework for Land Evaluation" als Rahmen zur Entwicklung von umwelt- und naturschutzgerechter Landnutzung

Mit dem "Framework for Land Evaluation" (FAO, 1976) wurde ein Rahmenwerk entwickelt, das in der Landschaftsplanung vielfach Verwendung gefunden hat, um die Landnutzung optimal an die standörtlichen Gegebenheiten und die Ansprüche der Landnutzer anzupassen (VAN DIEPEN et al., 1991; BOUMA, 1989; VAN LANEN, 1991).

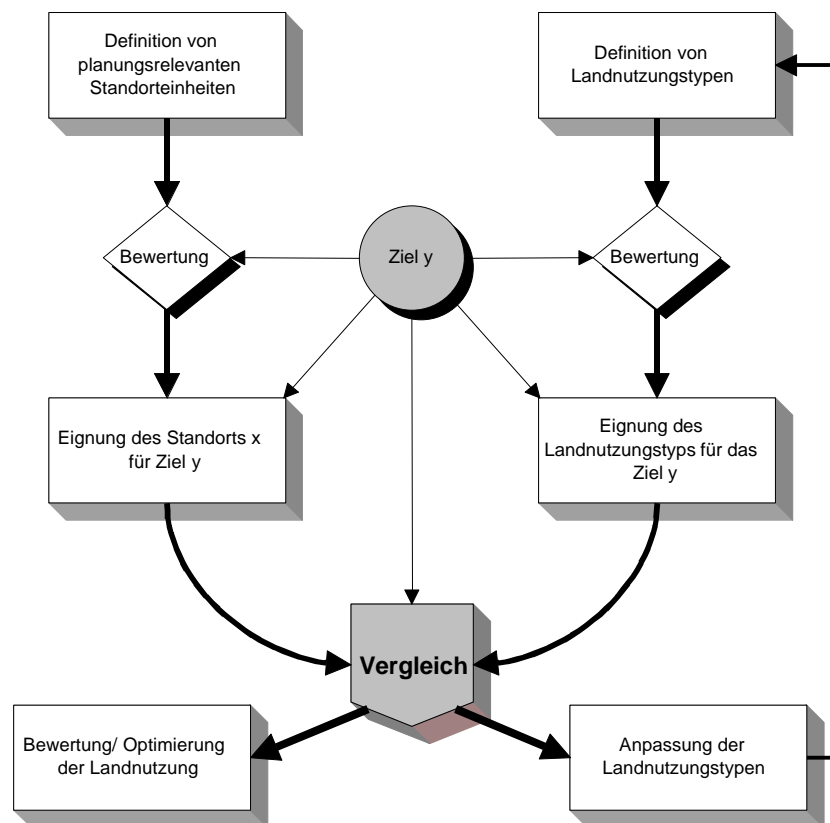


Abb. 2-1: Landeignungsbewertung zur Entwicklung von umwelt- und naturschutzgerechten Verfahren der Landnutzung (verändert nach FAO, 1976)

Der Kern der Landeignungsbewertung ist die komplexe Betrachtungsweise einer möglichst breiten Basis von Standorten und deren Nutzungspotential unter Berücksichtigung von funktionalen Zusammenhängen aus unterschiedlichen Disziplinen. Einen Überblick über die grundsätzliche Vorgehensweise gibt Abb. 2-1. Letztendlich geht es bei der Landeignungsbewertung darum, jedem betrachteten Standort einen geeigneten Landnutzungstyp zuzuordnen. Den Standorten werden Eigenschaften mit sogenannten *diagnostischen Kriterien*, wie beispielsweise ertragsrelevante Kriterien, zugeordnet, nach denen die Bewertung erfolgt. Bei

einer allgemeineren Betrachtungsweise können für Ziele des Umwelt- und Naturschutzes diagnostische Kriterien abgeleitet werden. Die Standorteigenschaften und Eignungsbewertungen sind daher von der Zielstellung abhängig. Für jedes Ziel z_i müssen entsprechende Standortqualitäten und Bewertungsalgorithmen gefunden werden.

Definition von planungsrelevanten Standorteinheiten

Die Definition von planungsrelevanten Standorteinheiten ist abhängig von der Zielstellung der Planung. Um sinnvolle Aussagen für eine gezielte Landeignungsbewertung machen zu können, ist die Homogenität der Standorteinheiten hinsichtlich der relevanten *diagnostizierenden Kriterien* von großer Bedeutung. Es müssen allerdings auch die bestehende Nutzungsstrukturen berücksichtigt werden.

Eignungsbewertung des Standorts x für das Ziel z_i

Die Eignungsbewertung der Standorteinheiten erfolgt in Abhängigkeit von der Zielstellung. Entsprechend müssen Kriterien und Algorithmen zur Ableitung der Eignung definiert werden. Vielfach lassen sich diese Eignungen aus bodenkundlichen Daten ableiten. Bei naturschutzfachlichen Zielstellungen jedoch können die Standorteignungen vielfach nicht allein aus Bodeneigenschaften abgeleitet werden. In diesem Falle können auch Experteneinschätzungen zur Landeignungsbewertung herangezogen werden.

Definition von Landnutzungstypen

Die Definition der Landnutzungstypen ist stark von der Zielstellung der Studie abhängig. Sie können allgemein als Nutzungstyp oder als Produktionsverfahren mit einzelnen Verfahrensschritten definiert werden.

Eignungsbewertung der Landnutzungstypen

Die Art der Eignungsbewertung der Landnutzungstypen ist abhängig von der Zielstellung und der für die Bewertung zur Verfügung stehenden Informationen. Zur Eignungsbewertung müssen Kriterien der Landnutzungstypen herangezogen werden die in einem Zusammenhang mit dem befrachteten Ziel stehen.

Vergleich der Standorteignung mit der Eignung der Landnutzungstypen

Mit diesem Vergleich werden den Standorteinheiten geeignete Landnutzungstypen zugeordnet. Es ist auch möglich durch eine Verknüpfung der Eignungsbewertungen von Standort und Landnutzungstyp eine standortabhängige Eignung der Landnutzungstypen zu erstellen. Die Eignung kann in Form von verbalen Beschreibungen ("geeignet/ nicht geeignet") oder durch die Darstellung von Zugehörigkeitsgraden, bei denen die Eignung mit einer Zahl zwischen 0 und 1 dargestellt wird. 0 wäre absolut ungeeignet, 1 geeignet. Die Zugehörigkeitsgrade dazwischen würden den Grad der Eignung anzeigen. Als Ergebnis gibt es für jede Standorteinheit eine Rangfolge von Landnutzungstypen, die für den Standort geeignet sind. Es lassen sich auch Szenarien mit unterschiedlichen vorgegebenen Landnutzungstypen vergleichen und in Form von Karten visualisieren. Darüber hinaus können aus der Landeignungsbewertung

fehlende geeignete Landnutzungstypen modifiziert werden, so dass geeignete Landnutzungstypen für die entsprechenden Standorteinheiten zur Verfügung stehen.

Zusammenfassende Einschätzung des "Frameworks" zur Entwicklung von umwelt- und naturschutzgerechter Landnutzung

Das "Framework" der FAO gibt einen groben Rahmen vor, wie Landeignungsbewertung vorgenommen werden sollte. Es werden keine Aussagen zu den zu verwendenden Bewertungsalgorithmen gemacht, diese müssen in Abhängigkeit von der Zielstellung und den verwendeten Landnutzungstypen ausgewählt werden. Obwohl das "Framework" vom operationalen Standpunkt als veraltet gelten kann, ist die Philosophie und grundsätzliche Vorgehensweise immer noch gültig (VAN DIEPEN et al., 1991). Das Konzept wurde von der FAO in verschiedenen Folgearbeiten ergänzt und für bestimmte Fragestellungen präzisiert (FAO, 1983; FAO, 1991) und in verschiedenen Arbeiten vielfach verwendet (VAN DIEPEN et al., 1991; BOUMA, 1989; VAN LANEN, 1991; VAN LANEN et al., 1992; SMIT et al., 1984; SMIT & KRISTJANSON, 1988; THOMASSON & JONES, 1991; JOHNSON & CRAMB, 1996; ANAMAN & KRISHNAMRA, 1994; VAN LIER, 1998).

Vielfach haben die Anstrengungen der Landnutzungsplanung mit dem "Framework" allerdings nicht den Erwartungen entsprochen (STOMPH et al., 1994). Ein Kritikpunkt ist der häufig verfolgte "top-down approach" (STOMPH et al., 1994; VAN LIER, 1998). Das "Framework" sieht vor, dass die Ziele einer Studie von Experten, Planern und Behörden vorgegeben werden, dabei wird den Zielen und Engpässen der Landnutzer nur wenig Aufmerksamkeit gegeben. Als weiteres Problem wird die Schwierigkeit der wissenschaftlichen Verarbeitung von qualitativen Bewertungsmethoden genannt (VAN LANEN, 1991; VAN DIEPEN et al., 1991; STOMPH et al., 1994). STOMPH et al. (1994) fordern daher, die vielfach verwendeten "Landnutzungstypen" zu präzisieren. Sie schlagen vor, die Landnutzungstypen durch die verschiedenen (landwirtschaftlichen) Maßnahmen mit Termin, Gerät, Art und Menge des Inputs, Art der Zugkraft und dem Output zu beschreiben. Neben der Quantifizierung der Bewertungen ist die simultane Berücksichtigung von mehreren Zielen (VAN KEULEN, 1990) eine Weiterentwicklung des "Framework"- Ansatzes. Einen guten Überblick über die Entwicklung von Landeignungsmethoden liefert VAN LANEN (1991).

2.3 Ziele des Umwelt- und Naturschutzes, Umweltqualitätsziele

Unter Umweltschutz wird nach SCHAEFER & TISCHLER (1983) der Schutz der natürlichen Umwelt des Menschen durch ein komplexe System von Maßnahmen verstanden. Dies umfasst den Schutz der abiotischen Ressourcen Luft, Wasser, Boden sowie der Landschaft. Darüber hinaus gehört zum Umweltschutz der Schutz des Menschen vor Lärm, radioaktiver Strahlung und ähnlicher Belastungen. Als Gründe für den Umweltschutz werden der unmittelbare Schutz des Menschen vor Umweltbelastungen, die nachhaltige, d.h. langfristige Nutzbarkeit der Ressourcen sowie ästhetische Gründe genannt (PLACHTER, 1991). Der Umweltschutz leitet sich aus ethischen Normen ab und erfordert politische Entscheidungen (LESER, 1991). Umweltschutz hat somit einen klaren anthropozentrischen Bezug.

Die Ziele des Naturschutzes sind nach dem Bundesnaturschutzgesetz "Natur und Landschaft (..) im besiedelten und unbesiedelten Bereich so zu schützen, zu pflegen und zu entwickeln, dass

1. die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts,

2. die Nutzungsfähigkeit der Naturgüter,
3. die Pflanzen- und Tierwelt sowie
4. die Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft
als Lebensgrundlagen des Menschen und als Voraussetzung für seine Erholung in Natur und Landschaft nachhaltig gesichert sind" (BNatschG §1).

Es geht also letztendlich um den ganzheitlichen Schutz der Natur (PLACHTER, 1991). Dieser ist allerdings nur schwer aus sich selbst begründbar (HAMPICKE, 1991). Dem Umweltschutz und auch dem Naturschutz liegt nach HAMPICKE (1991) ein anthropozentrisches Konzept zu Grunde, das auf gesellschaftlichen Wertvorstellungen beruht. Nicht-anthropozentrische Begründungen für den Naturschutz sind nicht intersubjektiv nachvollziehbar und können daher nicht als allgemein anerkannte Gründe des Naturschutzes angesehen werden (HAMPICKE, 1991). Unabhängig von dieser wissenschaftstheoretischen Betrachtungsweise ist der Schutz der Natur in nationalen und internationalen Abkommen als ein eigenständiges Ziel dokumentiert und weitgehend akzeptiert (UNCED, 1992).

Die Definition und Konkretisierung von Zielen des Naturschutzes bereitet allerdings Schwierigkeiten, da Uneinigkeit darüber besteht, was und um wessen Willen geschützt werden soll (PRILIPP, 1998). Während anthropozentrische Gründe für den Naturschutz anerkannt werden, sind nicht anthropozentrische Gründe nicht unumstritten (HAMPICKE, 1991). Nach PRILIPP (1998) ist der anthropozentrische Ansatz alleine allerdings unzureichend für eine Begründung des Naturschutzes. Auch hinsichtlich der Einbeziehung der Dynamik natürlicher Prozesse (z.B. Sukzession) bestehen unterschiedliche Vorstellungen (PRILIPP, 1998). Aus einer rein theoretischen Betrachtungsweise sind zwei extreme Positionen denkbar:

1. *Extrem statisch, konservierend:*

Die Ziele des Naturschutzes ergeben sich aus dem Arten- bzw. Naturbestand zum Zeitpunkt x. Maßnahmen des Naturschutzes können daraus abgeleitet werden, wie die Arten, bzw. die Natur so erhalten werden kann, dass sie dem status quo des Zeitpunktes x möglichst gut entspricht. Einigkeit muss dann lediglich über die Wahl des Zeitpunktes gefunden werden.

2. *Extrem dynamisch:*

Aus einer extrem dynamischen Sichtweise ist der Verlust von Arten im erdgeschichtlichen Kontext durchaus normal und notwendig im Sinne einer evolutionären Weiterentwicklung. Von diesem Standpunkt heraus besteht keine Notwendigkeit für naturschutzfachliche Maßnahmen.

Die Naturschutzdiskussion bewegt sich zur Zeit vom extrem statischen Standpunkt zu einem dynamischeren Ansatz, wobei eine klare Definition vermisst wird. Daher wird die Konkretisierung von Naturschutzzielen seit einigen Jahren verstärkt gefordert (z. B.: HAMPICKE, 1994; PRILIPP, 1998).

Aus anthropozentrischer Sicht stellt sich die Frage, wie die Natur geschützt werden muss, dass sie den Menschen (langfristig) den größten Nutzen stiftet. Hieraus ließe sich zum Beispiel die Forderung nach dem Erhalt der genetischen Vielfalt ableiten, damit diese auch zukünftigen Generationen zur Nutzung erhalten bleibt. Darüber hinaus ist es allerdings auch wichtig, den aktuellen Nutzen der Natur für den Menschen zu ermitteln und bei der Konkretisierung von Naturschutzzielen zu berücksichtigen. An dieser Stelle soll auf diese Problematik nicht weiter eingegangen werden. Methoden und Beispiele für die Nutzenermittlung sind zum Beispiel bei HAMPICKE (1991), DEGENHARDT & GRONEMANN (1998), ROMMEL (1998) zu finden.

Zur Konkretisierung von Zielen des Umwelt- und Naturschutzes schlagen FÜRST et al. (1989) die Definition von Umweltqualitätszielen vor. Als Umweltqualitätsziele werden "bestimmte, sachlich, räumlich und gegebenenfalls zeitlich definierte Qualitäten von Ressourcen, Potentialen oder Funktionen" verstanden (FÜRST et al., 1989). Sie sind immissions- bzw. rezeptorenbezogen, orientieren sich also nicht an den Verursachern. Umweltqualitätsziele sollen in ein hierarchisches System eingebunden werden, wobei Leitbilder oder Leitlinien die relative Bedeutung unterschiedlicher Umweltqualitätsziele zueinander festlegen. Die Notwendigkeit solcher Zielhierarchien für die Umsetzung von Zielen des Natur- und Umweltschutzes wird vielfach beschrieben (KIEMSTEDT, 1991; JESSEL, 1998; WIEGLEB, 1997; PRILIPP, 1998).

2.4 Methoden zur Bewertung von Landnutzung

Bewertung lässt sich als Beziehung zwischen einem wertenden Subjekt und einem bewerteten Objekt beschreiben (KRAFT, 1951; BECHMANN, 1981). Bewertungsverfahren sind die regelhafte Verknüpfung von Sachinformationen und Wertmaßstäben (BECHMANN, 1989). Sie bestehen aus formalen und inhaltlichen Regeln, die den Wertträger (Objekt) in Beziehung zu einem wertenden Subjekt setzen. Die Verbindung von Sachmodell und Wertesystem erfolgt mit dem Ziel, zu handlungsorientierten Empfehlungen zu kommen. Um über einen Sachverhalt wertend zu urteilen, muss hinreichende Sachkenntnis über den Sachverhalt vorhanden sein. Bewertungsverfahren beziehen sich dabei allerdings in der Regel nicht auf die Wirklichkeit an sich, sondern auf bestimmte Modellvorstellungen. Die Verknüpfung von der Modell- und der Wertebene erfolgt durch die Indikatorbildung. Indikatoren verweisen auf bestimmte Sachverhalte in der Wirklichkeit, die das wertbestimmende Kriterium bei der Bewertung sind. Die Wertmaßstäbe können je nach Zweck der Bewertung sehr unterschiedlich sein. PLACHTER (1992) differenziert zwischen nominaler, ordinaler und kardinaler Wertzuweisung. Bei einer nominalen Wertzuweisung werden nur zwei Wertkategorien unterschieden, zum Beispiel „gut“ oder „schlecht“. Bei einer ordinalen Wertzuweisung gibt es eine endliche Anzahl von Wertkategorien, denen die bewerteten Objekte zugeordnet werden, während bei der kardinalen Wertzuweisung die Anzahl der Kategorien nicht definiert wird. Es wird also eine Art Index vergeben. Die kardinale Wertzuweisung hat den Vorteil, dass sich marginale Verbesserungen von Verfahren in der Wertzuweisung widerspiegeln. Außerdem können diese Werte im Gegensatz zu ordinalen und nominalen Wertzuweisungen rechentechnisch verarbeitet werden. Die Zuordnung von kardinalen Zielwerten ermöglicht eine zielgerichtete Optimierung und die Bewertung verschiedener Szenarien der Landnutzung hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf Umweltqualitätsziele.

Bewertungsverfahren bestehen in der Regel aus folgenden Teilen:

1. *Ziele:*

Bewertungen sollen in der Regel handlungsorientierte Empfehlungen geben können und sind zweckorientiert. Die Wahl der Indikatoren und des Bewertungsverfahrens sind daher stark von dem Zweck der Bewertung bestimmt.

2. *Festlegung eines Indikators:*

Indikatoren dienen der Erfassung, Analyse und Bewertung komplexer Zusammenhänge (PLACHTER, 1992; OECD, 1997; PIORR & WERNER, 1998). Die Auswahl der Indikatoren hat entscheidenden Einfluss auf die Bewertung. Indikatoren können durch Expertenbefragung (NIEBERG, 1994) gebildet oder aus der umweltpolitischen Diskussion abgeleitet werden (ECKERT & BREITSCHUH, 1994).

3. *Schätzverfahren oder Regelwerke zur Messung der Ausprägung des Indikators:*
Vielfach sind die Indikatorenausprägungen nicht direkt messbar; es bedarf daher zur Erfassung der Ausprägung eines Indikators der Festlegung eines Regelwerkes, um den Zustand des Indikators festzustellen. Je nach Anforderung an das Bewertungsverfahren können dies eher einfache Regeln oder auch Prozessmodelle sein.
4. *Herstellung eines Zusammenhangs zwischen Indikatorwert und Zielwert (eigentliche Bewertung):*
Dieser zentrale Vorgang bedarf Ziel- oder Normdaten, mit denen die Ausprägung des Indikators verglichen wird (PLACHTER, 1992). Als Ergebnis werden in der Regel Grenz- oder Schwellenwerte festgelegt, die das Bewertungsergebnis bestimmen. Das Bewertungsergebnis kann durch einen Zielereichungsgrad ausgedrückt werden.

Bewertungen sind die zentralen Bestandteile der Landnutzungsplanung. Sie werden in der Landschaftsplanung daher vielfach verwendet. MARKS et al. (1992) unterscheidet zwischen Eignungsbewertung, Belastungsbewertung, ökologischer Wertanalyse (Gefährdungspotentiale) und ökologische Risikoanalyse (Wirkungsanalyse).

Mit der *Eignungsbewertung* werden bestimmte räumlichen Einheiten hinsichtlich ihres Potentials für bestimmte Nutzungen bewertet. Eignungsbewertungen dienen in erster Linie der Kennzeichnung von Potentialen. Die Nutzung wird bei diesen Bewertungsverfahren nur indirekt über die Eignung für eine bestimmte Nutzung einbezogen. Die Eignungsbewertung kann sich auf landwirtschaftliche Eignung beziehen (Auswertungsrichtlinie der MMK¹ (LIEBEROTH et al., 1983), Standortkennzeichnung nach AG BODEN (1994)). Es können allerdings auch ökologische oder naturschutzfachliche Potentiale bewertet werden (PLACHTER, 1992; ERZ & USHER, 1994; NETTMANN, 1992). Mit Hilfe von Eignungsbewertungen kann das Potential für unterschiedliche Nutzungen ermittelt werden.

Die *ökologische Wertanalyse* bewertet die Gefährdungspotentiale einer Landschaft. Es handelt sich hierbei auch um eine Standortkennzeichnung, die sowohl Bewertungen des abiotischen als auch des biotischen Ressourcenschutzes, bzw. Biotopschutzes einschließt. Die Nutzung wird bei dieser Bewertung nur in soweit berücksichtigt, wie direkte Nutzungsvorschläge in die Bewertung einbezogen werden. Die Bewertung der Natur, bzw. Teilen der Natur, ist nicht unproblematisch und unumstritten. Neben methodischen Inkonsistenzen sind in naturschutzfachlichen Bewertungen vielfach schwer nachvollziehbare Wertungen enthalten (PLACHTER, 1992; SCHERNER 1995).

Die *ökologische Belastungsbewertung* beurteilt Eingriffe oder Einwirkungen hinsichtlich des Grades der Belastung oder Schädigung, die mit der Einwirkung verbunden ist. Die Bewertung bezieht sich nur auf den Belastungsfaktor ohne Berücksichtigung von standörtlichen Potentialen. Bewertungsverfahren dieser Art werden zum Beispiel bei Umweltverträglichkeitsprüfungen verwendet. Vielfach werden Schwellen-, oder Grenzwerte festgelegt, die allerdings nicht ökologisch oder medizinisch begründet sein müssen (MARKS et al., 1992).

¹ MMK: Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung der DDR

Die *ökologische Risikoanalyse* kann als Kombination der Wertanalyse mit der Belastungsanalyse verstanden werden, da die Einwirkungen des Menschen in Abhängigkeit von den standörtlichen Potentialen bewertet werden.

Seit einigen Jahren werden in der Landschaftsplanung vermehrt Bewertungsansätze mit Fuzzy Logik verwendet (GROENEMANNS et al., 1997; SYRBE, 1996). Der Vorteil des Fuzzy Ansatzes liegt darin, dass Klassengrenzen nicht scharf bestimmt werden müssen. Die Fuzzy - Logik ermöglicht den rechentechnischen Umgang mit den unscharfen Mengen (BÖHME, 1993).

3 Zusammenhang zwischen landwirtschaftlicher Landnutzung und ausgewählten Umweltqualitätszielen

Für die Analyse der Wirkung von Landnutzung auf Ziele des Umwelt- und Naturschutzes ist es hilfreich, landwirtschaftliche Landnutzung als System aufzufassen, die durch die Nutzung von Ressourcen neben ökonomischen Erträgen in vielfältiger Weise auf die Umwelt wirkt (STOMPH et al., 1994; BEEK et al., 1997). Vereinfacht können Landnutzungssysteme als Systeme beschrieben werden, in denen verschiedene Stoffe und Maschinen eingesetzt werden, um landwirtschaftliche Erträge zu erzielen (siehe Abb. 3-1). Die Landnutzung wird durch die Landnutzer bestimmt, dessen Entscheidungen wiederum von sozioökonomischen und biophysikalischen Rahmenbedingungen abhängen. Auf der Outputseite kann zwischen ökonomischen Outputs, die dem Landnutzer den Nutzen bringen und sogenannten „externen Effekten“ unterschieden werden, die sich dadurch kennzeichnen, dass sie eine Beeinträchtigung oder Verbesserung der Nutzenmöglichkeiten anderer Wirtschaftssubjekte darstellen. Nach BRANDES et al. (1997, S.198) werden externe Effekte oder Externalitäten als gegenseitige Einwirkungen von Wirtschaftssubjekten definiert, die nicht über den Markt abgewickelt werden. Es handelt sich somit um Leistungen (Erhalt der Kulturlandschaft, Schönheit) und Belastungen (Grundwasserkontamination, Verlust von Arten in der Kulturlandschaft), die durch die Landnutzung bedingt sind, aber weder honoriert noch sanktioniert werden.

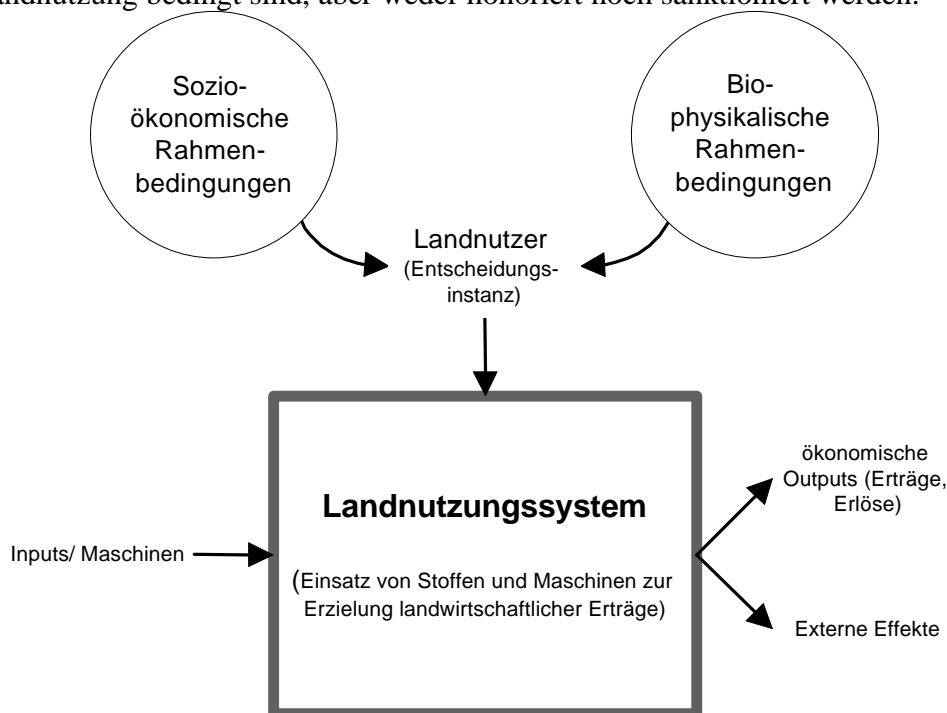


Abb. 3-1: Schematische Darstellung von Landnutzungssystemen

Das Ausmaß der externen Effekte wird durch die Zielfunktion der Landnutzer und den äußeren Rahmenbedingungen wie Preisen, Fördermitteln und den zur Verfügung stehenden Ressourcen bestimmt. Die landwirtschaftliche Betriebssysteme prägen die Landschaft auf unterschiedliche Art und Weise. Wenn man die Einwirkung der Landwirtschaft analysiert, lassen sich drei verschiedene Wirkungspfade unterscheiden, über die die landwirtschaftliche Land-

nutzung die Umweltqualität bestimmt. Dies sind die *Landschaftsstruktur*, die *Intensität² der Landnutzung* und die *Beeinträchtigung von Nachbarökosystemen*. Die Landschaftsstruktur wird durch die Wahl der Schlaggrößen sowie die Gestaltung von Wegen, Hecken und anderen Landschaftselementen geprägt. Die Intensität der Landnutzung wird durch die Wahl der Kulturarten, die Bewirtschaftungsweise und durch den Einsatz von Betriebsmitteln bestimmt. Darüber hinaus beeinflussen die Landwirte den *Zustand von Nachbarökosystemen* (Säumen und Hecken) durch aktive Maßnahmen, wie Mähen bzw. Schneiden oder indirekt durch Drift oder laterale Stoffflüsse.

Entsprechend der Wirkungspfade ergeben sich für die Umsetzung von Umweltqualitätszielen drei Ansatzpunkte für eine zielgerichtete Anpassung der Landwirtschaft:

- I Umsetzungen im Bereich der Landschaftsstruktur
Diese erfolgen vielfach auf überbetrieblicher Ebene. Als Beispiele hierfür können die Anlage von Hecken und Flurgehölzen, die Anlage bzw. der Rückbau von Meliorationsanlagen oder die gezielte Schlagneugliederung, wie sie zum Beispiel im Rahmen von Flurbereinigungsverfahren erfolgen, genannt werden.
- II Zielgerichtete Organisation des landwirtschaftlichen Betriebes - Betriebskonzept
Die zielgerichtete Organisation des landwirtschaftlichen Betriebes hat Auswirkungen auf die Landschaftsstruktur, das Kulturartenspektrum und unter Umständen auf die Intensität der Bewirtschaftung. Als Beispiel sei die Umstellung auf ökologischen Landbau oder die Integration von Tierhaltung in den Betrieb genannt.
- III Anpassung der Art der Landbewirtschaftung bzw. der Intensität
Einzelne Verfahren können an bestimmte Umweltqualitätsziele angepasst werden. Hierbei kann es sich um Verschiebungen von Terminen für die Erledigung verschiedener Arbeiten oder die Reduktion von Mittelaufwendungen handeln. Als ein Spezialthema kann die ortsspezifische Bewirtschaftung unter Berücksichtigung kleinräumiger Heterogenitäten genannt werden.

In den folgenden Unterkapiteln wird bekanntes Wissen über den Zusammenhang zwischen Landnutzung und den ausgewählten Umweltqualitätszielen zusammengestellt.

3.1 Schutz des Grundwassers vor Nitrateintrag aus landwirtschaftlicher Bodennutzung

Als Hauptverursacher für die Kontamination des Grundwassers mit Nitratstickstoff gilt die landwirtschaftliche Landnutzung (u.a. CZERATZKI, 1973; ISERMANN, 1993; NIEBERG, 1994; SRU, 1985). Die aktuelle Belastung des Grundwassers ist allerdings neben der Landnutzung stark von der Durchlässigkeit des Oberbodens und der jährlichen Sickerwassermenge abhängig. Darüber hinaus sind Denitrifikation und Grundwasserströme für den Gehalt von Nitrat im Grundwasser verantwortlich.

Der Austrag von Nitrat mit dem Sickerwasser ist von zwei wesentlichen Faktoren abhängig (BÄUMER, 1992):

² Unter *Intensität* wird in diesem Zusammenhang die Häufigkeit von Maschineneinsätzen, bzw. Einsatzmenge von Stoffen pro Zeiteinheit verstanden.

1. Nitratgehalt im Oberboden und Umsetzungsprozesse:
Der Gehalt von Nitrat im Oberboden ist abhängig von aktuellen Düngegaben sowie der Mineralisation von organischer Substanz. Mineralisationsschübe gibt es typischerweise im Frühjahr und im Herbst. Im Herbst ist die Auswaschungsgefahr besonders groß, da keine Pflanzen den mineralisierten Stickstoff aufnehmen können. Darüber hinaus haben Denitrifikationsprozesse und die Immobilisierung des Nitrats durch Einbau in organische Substanz eine wesentliche Bedeutung für die Nitratdynamik im Oberboden. Diese Prozesse sind abhängig von Temperatur, Wassergehalt des Bodens, Sauerstoffgehalt der Bodenluft und vom Vorhandensein von Stickstoffkompartimenten, Mikroorganismen und Pflanzen, die den Stickstoff aufnehmen.
2. Wasserspeicherung und Wasserbewegung im Boden: Diese Faktoren sind abhängig von der Textur des Bodens und der klimatischen Wasserbilanz. Letztere ist wiederum abhängig von der Verdunstung durch die Pflanzen. Die größten Sickerwassermengen treten vielfach in den Wintermonaten auf, da in dieser Zeit weniger Wasser durch die Pflanzen verdunstet.

Als Ursachen für hohe Stickstoffausträge werden folgende bewirtschaftungsbedingte Faktoren genannt (CZERATZKI, 1973; NIEBERG, 1994):

Umbruch von Grünland in Acker

Beim Umbruch von Grünland in Acker werden große Mengen Stickstoff mobilisiert, die in der Grünlandnarbe akkumuliert waren. Bei ungünstigen Witterungsbedingungen sowie fehlendem Bewuchs nach dem Umbruch können erhebliche Mengen an Stickstoff mit dem Sickerwasser ausgetragen werden. Ähnliches gilt auch für den Umbruch von mehrjährigem Futterbau, insbesondere bei Leguminosen (PIORR, 1992) oder für den Umbruch von mehrjährigen Stilllegungen (UBA, 1993; KERSEBAUM et al., 1993).

N-Austragsrisiken nach Leguminosen

Mit dem Anbau von Leguminosen können erhebliche Stickstoffauswaschungsrisiken, besonders wenn der Acker nach der Vegetationsperiode unbestellt bleibt, verbunden sein (PIORR, 1992). Die Leguminosen leben in Symbiose mit luftstickstoffbindenden Bakterien, durch die hohe Mengen an organisch gebundenen Stickstoff assimiliert werden. Diese werden nur teilweise zur Bildung von oberirdischer Phytomasse verwendet. Ein großer Teil wird in der Wurzelmasse und der Phyllosphäre gebunden. Nach dem Umbruch unterliegt dieser Stickstoff-Pool je nach Standort und Witterungsbedingungen einer hohen Mineralisierung.

Überhöhte Düngung

Die Düngung der landwirtschaftlichen Kulturpflanzen liegt vielfach deutlich über der Menge der durch die Ernte entzogenen Nährstoffe. Die Überschüsse pro Jahr belaufen sich im Bundesdurchschnitt auf 108 kg N/ha (BACH, 1987). Überhöhte Düngegaben sind besonders bei organischen Düngern und zu Sonderkulturen festzustellen (NIEBERG, 1994).

Zur Abschätzung des Nitrataustrags stehen zahlreiche Modelle zur Verfügung, mit denen die Verlagerung des Stickstoffs in Abhängigkeit von Boden und Witterung sowie Pflanzenwachstum simuliert werden kann (u.a. KERSEBAUM, 1989; SMITH et al., 1996; LIETH et al., 1993). Die Datenanforderungen dieser Modelle sind jedoch vergleichsweise hoch, so dass ihr praktischer Einsatz begrenzt ist. Daneben bieten Stickstoffbilanzen die Möglichkeit, das Nitrataustragspotential unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzungssysteme zu kennzeichnen (BIERMANN, 1995). Mit Hilfe der Stickstoffbilanzen können allerdings lediglich Aussagen über Potentiale gemacht werden. Sie geben keinen Anhaltspunkt darüber, ob der in der Bilanz ausgewiesene Stickstoffsaldo als Nitrat das System verlässt, denitrifiziert oder im Boden angereichert wird.

Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers vor Nitrateintrag aus landwirtschaftlicher Bodennutzung

Der Schutz des Grundwassers vor Stoffeinträgen kann über die Reduktion der Aufwendungen gefährdender Stoffe und über die Wahl des Anbausystems, bzw. die Gestaltung der Fruchtfolge mit möglichst permanentem Bewuchs erfolgen. Der Gesetzgeber hat den Umgang mit grundwasserschädlichen Stoffen weitgehend vorgeschrieben. So dürfen grundwassergefährdende Pflanzenschutzmittel in Wassereinzugsgebieten von Trinkwassergewinnungsanlagen nicht angewendet werden (Wasserschutzgebietsauflage). Die Düngeverordnung (Agrarpolitische Mitteilung Nr.1/1996) regelt die Anwendung von leicht löslichen Düngemitteln. Um das Eintragsrisiko weiter zu minimieren, zeigen die hier beschriebenen Vorschläge weitere Möglichkeiten des Grundwasserschutzes auf.

Da bestimmte Nutzungsformen in der Regel ein erhöhtes N-Austragsrisiko haben, schlägt die DBG (1992) vor, auf Standorten mit hohem Verlagerungsrisiko auf diese zu verzichten. Als eine Möglichkeit wird die Umwidmung von Ackerland in Dauergrünland mit geringer Bewirtschaftungsintensität empfohlen. Als weitere Maßnahme ist die Herausnahme bestimmter Feldfrüchte aus der Fruchtfolge genannt. Gemüsekulturen und Winterraps hinterlassen in der Regel viel Reststickstoff im Boden (DBG, 1992).

Daneben kann die Umstellung des Betriebs auf eine Betriebsform ohne leicht lösliche mineralische Düngemittel (ökologischer Landbau) zu einer Verringerung des N-Austragspotentials beitragen. Bei dieser Wirtschaftsform ist gesondert zu prüfen, welches Auswaschungspotential durch das N-Management für organische Dünger und Leguminosen besteht (HEß et al. 1992).

Die Kopplung der Tierproduktion an die landwirtschaftliche Nutzfläche wird immer wieder gefordert, da die Entsorgung des organischen Dungs vielfach zu hohen Stickstoffüberschüssen führt. Indirekt ist dies durch die seit 1996 gültige Düngeverordnung gesetzlich festgelegt. Der optimale Tierbesatz wird nach KERSCHBERGER & ECKERT (1994) mit 1 GV/ ha angegeben.

3.2 **Bedeutung der Landnutzung für die Gewährleistung einer hohen Grundwasserneubildungsrate**

Die Grundwasserneubildungsrate wird durch die Niederschlagshöhe als Eintragsgröße, die aktuelle Evapotranspiration und den Oberflächenabfluss als Austragsgröße bestimmt. Die Verdunstung durch die Vegetation ist die entscheidende sickerwasserbestimmende Größe. Die Sickerwassermenge nimmt in der Reihenfolge folgender Vegetationssysteme ab (nach WOHLRAB et al., 1992).

Schwarz- > Ackerbau > Grünland >> Laubwald > Nadelwald
brache > > niederwüchsige Brach- > verbuschtes >
landvegetation > Brachland

Unter den Ackerkulturen kann bei Sommerungen (außer Zuckerrübe) ohne Zwischenfruchtanbau mit den höchsten Grundwasserneubildungsraten gerechnet werden. In Nordostdeutschland ist die Grundwasserspende bei ackerbaulich genutzten Flächen in erster Linie von den Bodensubstratverhältnissen abhängig (SCHINDLER et al., 1997).

3.3 **Bedeutung der Landnutzung für den Schutz des Bodens vor Abtrag durch Wind (Winderosion)**

Das Ausmaß der Winderosion ist durch die an der Bodenoberfläche auftretenden Windgeschwindigkeiten bestimmt. Geschwindigkeiten > 8 m/s können bei trockener Bodenoberfläche Auslöser für winderosionsbedingte Bodenverlagerungen sein. Feldgehölze, Hecken und landschaftsstrukturierende Maßnahmen können die Winderosion stark einschränken. Ebenso bietet die aktuelle Vegetation auf einem Schlag einen guten Schutz. Flächen ohne Bewuchs oder unter intensiver Bodenbearbeitung, beispielsweise während der Saatbettbereitung, haben eine geringe Oberflächenrauigkeit und sind daher erosionsanfälliger.

Entscheidend für das Zustandekommen von Winderosion ist das Zusammentreffen von Windereignissen mit hohen Windgeschwindigkeiten und vegetationslosem, ungeschützten Boden. Neben der Vegetation auf den Ackerflächen sind Gehölze sowie deren Anordnung in der Landschaft von großer Bedeutung für die Verminderung der Windgeschwindigkeiten an der Bodenoberfläche. Ackerbauliche Kulturen lassen sich nach ihrer Gefährdung für Brandenburger Windverhältnisse wie folgt einschätzen (nach LEHMANN, 1992 in FUNK, 1995):

Tab. 3-1: Winderosionsanfälligkeit verschiedener Kulturpflanzen

<i>Kultur</i>	<i>Gefährdung</i>
Stilllegung	keine
Getreide (außer Winterweizen), Winterraps, Futterbau	niedrig
Winterweizen, Sonnenblume	mäßig
Mais, Lein, Sommerraps	hoch
Bohnen, Möhren, Erbsen, Zuckerrüben	sehr hoch

Maßnahmen zum Schutz vor Winderosion

Für einen besseren Winderosionsschutz wird die Erhöhung der Oberflächenrauigkeit durch die Anlage von Windschutzhecken, Flurgehölzen oder Baumreihen quer zur Hauptwindrichtung empfohlen (FUNK, 1995). Außerdem kann durch eine gezielte Ausrichtung der Schläge eine Verringerung der Schlaglängen in Richtung der verwehungswirksamen Winde erreicht werden. An winderosionsgefährdeten Standorten kann zudem die Fruchtfolge modifiziert werden, indem auf stark winderosionsanfällige Kulturen (Zuckerrüben, Mais) verzichtet wird. Die Umstellung der Futterproduktion von Futterbau zu Grünland bewirkt eine weitgehende Reduktion von Winderosion. Bei der Landbewirtschaftung ist in erster Linie auf einen möglichst hohen Bedeckungsgrad des Bodens mit Kulturen oder Mulch zu achten. Die reduzierte Bodenbearbeitung sorgt für ein stabileres Bodengefüge, das resistenter gegenüber Winderosion ist. Bei Trockenheit sollte die Bodenbearbeitung an winderosionsanfälligen Standorten möglichst reduziert werden.

3.4 Bedeutung der Landnutzung für den Schutz des Bodens vor Abtrag durch Wasser (Wassererosion)

Wassererosion tritt auf, wenn Niederschläge nicht infiltrieren, sondern oberflächlich ablaufen und dabei Substrate vom Oberboden ablösen und verlagern. Für diesen Prozess sind neben den Niederschlagsereignissen die Bodenverhältnisse, das Relief und der durch die Vegetation oder Mulch gegebene Erosionsschutz entscheidend. Das Ausmaß der Erosion ist durch klimatische, geogene und landnutzungsbedingte Faktoren bestimmt. Zur Abschätzung des Bodenabtrags stehen eine Reihe von Modellen zur Verfügung (BORK & SCHRÖDER, 1996). Als erstes wegweisendes Modell zur Abschätzung des Bodenabtrags wurde von WISCHMEIER & SMITH (1978) die "Universal Soil Loss Equation (USLE)" entwickelt. Sie berücksichtigt folgende Faktoren:

- die Erosivität der Niederschläge, (R-Wert)
- die Widerstandsfähigkeit des Bodens gegen die Ablösung von Bodenpartikeln, (K-Wert)
- die Hangneigung und Hanglänge, (LS)
- die Bodenbedeckung und Bodenbearbeitung sowie (C-Faktor)
- meliorative Schutzmaßnahmen zur Verhinderung des Bodenabtrags (P)

Der Einfluss der Landnutzung ist durch den C-Faktor beschrieben. Dieser gibt einen gewichteten Wert der Bodendeckung in Abhängigkeit von Pflanzenentwicklung, Verteilung der Niederschlagsintensitäten und Mulchauflage wieder. Er gibt in Prozent ausgedrückt den relativen Bodenabtrag (RBA) im Vergleich zur Schwarzbrache an. Die USLE wurde aufgrund der geringen Datenanforderungen weit verbreitet, obwohl die Übertragbarkeit des Modells außerhalb der untersuchten Standorte nicht geprüft ist. Um die Übertragbarkeit innerhalb der USA zu gewährleisten und zu schlagweisen Aussagen zu kommen, wurde die "Revised USLE" entwickelt. Die Übertragbarkeit des Modells auf das Gebiet von Bayern erarbeiteten SCHWERTMANN et al. (1990).

Regelmäßige Bodenbearbeitung verändert die gegebene Bodenstruktur und Vegetation und macht den Boden dadurch anfällig für Wassererosion. Entscheidend für die Ausprägung der Wassererosion ist der aktuelle Bodenschutz durch Mulch oder Vegetation zur Zeit erosiver Niederschläge. Außerdem bilden Fahrspuren als bevorzugte Abflussrinnen eine Gefahr für den Bodenabtrag. Die Schutzwirkung der Vegetation hängt von der Stärke der Bodenbedeckung, der Geschwindigkeit der Pflanzenentwicklung und von der Mulchauflage im Winter ab (FRIELINGHAUS, 1994).

Zur Abschätzung der Bestimmungsfaktoren für die Wassererosion sind für diese Arbeit Bewertungsverfahren gesucht wurden, die mit dem gegebenen Datenmaterial und vertretbarem Aufwand anwendbar sind. Die Verwendung von Prozessmodellen wurde aufgrund detaillierter Datenanforderungen, die nicht erfüllt werden konnten, ausgeschlossen. Das differenzierteste System zur Beschreibung des Einflusses von Verfahren der Landnutzung, über das Daten vorliegen, ist durch den C-Faktor der ABAG (Allgemeine Bodenabtragsgleichung) nach SCHWERTMANN et al. (1990) gegeben. Im Nordostdeutschen Raum ist dieser Faktor zum Beispiel von DEUMLICH (1995) verwendet worden. Bisher sind die C-Faktoren allerdings nur für eine begrenzte Zahl an Kulturpflanzen und Verfahrensunterschiede für nordostdeutsche Verhältnisse berechnet worden. Einen einfachen, alternativen Bewertungsansatz liefert FRIELINGHAUS (1994). Mit Hilfe einer Matrix können Fruchtfolgen bzw. Anbauverfahren hinsichtlich ihrer Bodenschutzwirkung bewertet werden. Dieses Bewertungssystem berücksichtigt die Geschwindigkeit der Pflanzenentwicklung, den Grad der Bodenbedeckung, die Bedeckung während des Sommers und Winters sowie bei Fruchtfolgen technologisch bedingte Zeitspannen ohne Bodenbedeckung. Die Einschätzung dieser Kriterien muss bei diesem Bewertungsansatz durch den Bewertenden erfolgen. Wenn keine Beobachtungen vorliegen, kann es insbesondere für den pflanzenbaulich weniger Erfahrenen schwierig werden, die Ausprägung der einzelnen Kriterien einzuschätzen.

Maßnahmen zum Schutz vor Wassererosion

Als Maßnahmen zur Verringerung von Wassererosionsrisiken können die Sicherung, bzw. Wiedereinrichtung von natürlichen Abflussbarrieren (Hecken, Raine, etc.), eine gezielte Schlagteilung zur Verkürzung der Hanglänge und die Anlage von Konturstreifen genannt werden. Im Rahmen der Fruchtfolge ist der Verzicht (und ggf. Ersatz durch mehrjährigen Futterbau) auf erosionsanfällige Kulturen (Mais, Kartoffeln, Zuckerrüben) auf stark erosionsanfälligen Standorten möglich. Die Umstellung des Betriebs auf pfluglose Bodenbearbeitung führt zu einer stabileren Bodenstruktur und kann insofern Wassererosion vermeiden helfen. Der Verzicht auf den Pflug bedeutet allerdings eine tiefgreifende Umstellung des Gesamtbetriebes. Neben der Umstellung des Betriebs auf pfluglose Bewirtschaftung lassen sich für be-

stimmte Kulturen Verfahren mit reduzierter Bodenbearbeitung definieren. Eine Reduzierung der Bodenbearbeitung kann zu einer erosionsstabileren Bodenstruktur führen (ROTH, 1992). Die Erhöhung der Bodenbedeckung durch eine entsprechende Fruchtfolge, Integration von Zwischenfrüchten und Untersaaten kann das Erosionsrisiko verringern. Außerdem sollten hang abwärts gerichteten Fahrspuren vermieden und der Boden parallel zum Hang bearbeitet werden.

3.5 Bedeutung der Landnutzung für den Rebhuhnschutz

Die Rebhuhnbestände sind in Mitteleuropa in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen (POTTS, 1986), so dass das Rebhuhn seit 1982 in der "Roten Liste der gefährdeten Vogelarten" als gefährdet eingestuft ist. Das Rebhuhn gilt als typischer Kulturfolger und hat seinen Lebensraum das ganze Jahr über in der Agrarlandschaft. Der Rückgang der Rebhühner wird in erster Linie auf Veränderungen in der Landbewirtschaftung zurückgeführt (POTTS, 1986; PEGEL, 1987).

Die Vernichtung von Kleinstrukturen in der Agrarlandschaft und die zunehmende Intensität der Bewirtschaftung hat die Anzahl wichtiger Requisiten stark reduziert und die Qualität der Biotope vermindert. Als wichtigste Einflussmomente der Landnutzung werden die Vergrößerung der Schläge, das Verschwinden von Säumen und Heckenstrukturen, der Einsatz von schnelleren Arbeitsgeräten, erhöhter Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Düngern und die Reduktion des Anbaus auf wenige Kulturarten in weiten Landschaftsausschnitten genannt (ANONYM, 1991; PEGEL, 1987; POTTS, 1986; DWENGER, 1991).

Als Standvogel ist das Rebhuhn auf eine vielfältige Landschaft angewiesen, die ihm das ganze Jahr über genügend Deckung, Nahrung und weitere Requisiten bietet (ANONYM, 1991). Im Frühjahr suchen sich die Rebhühner geeignete Nistplätze. Vorzugsweise werden diese in Säumen mit Altgrasbeständen oder niedrigen Hecken gefunden, die frühzeitig genügend Deckung bieten (FRANK, 1971). Für die Rebhennen ist es wichtig, dass sie in einem relativ engen Radius um den Brutplatz genügend Futter bei gleichzeitig ausreichender Deckung finden.

In der Zeit von Ende Mai bis Mitte Juli schlüpfen die Jungen. Rebhühner sind Nestflüchter und in den ersten Lebenstagen auf Insektennahrung angewiesen. Die Küken können bei niedrigen Temperaturen ihre Körpertemperatur nicht aufrecht halten und müssen sich regelmäßig bei der Henne aufwärmen. Schon aus energetischen Gründen ist es wichtig, dass die Küken in kurzer Zeit viel verwertbare Insekten finden. Neben den Witterungsverhältnissen ist die Nahrungsverfügbarkeit entscheidend für die Kükenmortalität (POTTS, 1986). Die größeren Küken fressen dann vegetarische Nahrung. Diese wird zum Beispiel auf abgeernteten Stoppelfeldern gesucht. Dabei bleiben die Rebhühner immer in der Nähe einer Deckung. Diese finden sie in den Säumen und in Kulturen, die später geerntet werden. Die Rebhühner halten sich daher in der Regel nur im Bereich der Feldränder auf. Eine möglichst große Vielfalt an Strukturen und Kulturen und kleine Felder sind günstig für die Rebhühner. Diese Vielfalt ist bestimmend für die Siedlungsdichte im Frühjahr (PEGEL, 1987). Deshalb ist die Vergrößerung der Felder und die damit einhergehende Beseitigung von Strukturelementen zu einem großen Teil verantwortlich für den Rückgang der Siedlungsdichte in Deutschland.

Neben dem Rückgang von Strukturen in Agrarlandschaften durch Vergrößerung der Schläge, Reduktion der Fruchtartenvielfalt und der Ausräumung der Landschaft bieten die Strukturen innerhalb der Pflanzenbestände immer schlechtere Lebensbedingungen für Rebhühner. So ist die Reihenweite von Getreidebeständen in den letzten Jahrzehnten von 20 cm auf 10 cm zurückgegangen. Die Ursache für die weiten Reihenabstände der Vergangenheit sind in der

Notwendigkeit der mechanischen Unkrautbekämpfung zu sehen. Insbesondere das Hacken im Getreide erforderte einen Reihenabstand von mindestens 18 cm - 20 cm (DIECKMANN, 1952). Die Einführung von Herbiziden ermöglichte dichtere Pflanzenabstände, die zu gleichmäßigeren Beständen und höheren Erträgen führten (GEISLER, 1988). Herbizide, Halmstabilisatoren und mineralische Düngemittel sorgen zusätzlich für eine optimale Ausnutzung der Wachstumsfaktoren für das gewünschte Ernteprodukt. Dadurch sind die Kulturpflanzenbestände schwerer zugänglich und bieten wenig Nahrung für die Rebhühner und ihre Küken. Bei Analysen der Biotopfaktoren für die Siedlungsdichte von Rebhühnern lässt sich sowohl zur Landschaftsstruktur als auch zur Intensität der Landnutzung eine signifikante Korrelation nachweisen (PEGEL, 1987).

Tab. 3-2: Zusammenhang zwischen Frühjahrsdichten des Rebhuhns und Biotopfaktoren (nach PEGEL, 1987)

	<i>positiv korreliert</i>	<i>negativ korreliert</i>
Landschaftsstruktur	Grenzlinienindex ³	
	Länge permanenter Deckungsstreifen	
	Länge bewachsener Wege	
Intensität der Landnutzung	Kartoffelanbau	Anbauhäufigkeit von Winterweizen und Zuckerrüben
	Anbau wildkrautreicher Sonderkulturen	
	Vorkommen extensiv oder ungenutzter Flächen	

Die Bedeutung einzelner Pflanzenschutzbehandlungen wird in POTTS (1986) diskutiert. Einige Pflanzenschutzmittel, wie bestimmte Beizmittel, Herbizide oder Insektizide haben letale Wirkung auf Rebhühner. Diese werden allerdings nicht mehr angewendet (Dieldrin, DDT, quecksilberhaltige Beizmittel). In den 50 er Jahren war es durchaus normal, nach einer Insektizidbehandlung tote Vögel auf den Feldern zu finden (VAN DER WERF, 1996). Heute ist die LD₅₀-Dosis für die meisten Pflanzenschutzmittel deutlich höher als in den 60 er Jahren (POTTS, 1986). Direkte Schädigungen durch Pflanzenschutzmittel sind daher von untergeordneter Bedeutung. Den indirekten Effekten von Pflanzenschutzmitteln wird allerdings eine ungleich höhere Bedeutung für die Rebhühner zugesprochen. Der Einsatz von Herbiziden und Insektiziden hatte bei Untersuchungen von POTTS (1986) einen signifikanten Einfluss auf die Kükensterblichkeit.

³Grenzlinienindex nach PEGEL (1987): Grenzlinienlänge pro Flächeneinheit; betrifft alle Grenzen zwischen verschiedenen Vegetations- bzw. Nutzungstypen.

Das landschaftliche Potential für die Rebhühner ist durch die für die Rebhühner notwendigen Requisiten und den Prädatorendruck, vor allem durch Füchse und Greifvögel gegeben. Nach PEGEL (1987) können verschiedene Biotopfaktoren einen Hinweis über das landschaftliche Potential für Rebhühner geben. Bei dem Vergleich von Populationsgrößen und Biotopfaktoren zeigten folgende Biotopfaktoren eine signifikante Korrelation. Sie können daher das landschaftliche Potential für Rebhühner indizieren.

Ein weiterer wichtiger Faktor für die Populationen ist der Prädatorendruck, der nicht aus Biotopkartierungen hervorgeht.

Landnutzungsbedingte Störungen

Rebhühner sind als Bodenbrüter durch Maschineneinsätze während der Brutzeit stark gefährdet. Untersuchungen zu Gelegeverlusten in England zeigen die Bedeutung der Verluste durch den Menschen und Prädatoren. Da sich die Bewirtschaftungsintensität seit den 60 er Jahren deutlich erhöht hat, ist davon auszugehen, dass das Verlustpotential durch höhere Maschinengeschwindigkeiten heute noch höher ist als zur Zeit der vorgestellten Untersuchungen. Die Gefahr der Gelegeverluste bei den Ackerkulturen besteht in erster Linie durch den Mähdrusch früh geernteter Getreidearten und durch die Mahd von Stilllegungsflächen. Da die Stilllegungsflächen in der Regel eine hohe Attraktivität für Rebhühner aufweisen, werden sie häufig zur Brut genutzt. Dies kann sich vielfach als tödliche Falle für die Jungtiere und u.U. für die Henne erweisen. Bei einer frühen Zerstörung des Geleges sucht sich die Henne einen neuen geeigneten Brutplatz und kompensiert somit die Störung. Bei späterer Störung ist es vielfach nicht mehr möglich, erneut Jungen aufzuziehen. Über die direkte Gefährdung der Rebhühner durch landwirtschaftliche Maschineneinsätze hinaus sind verschiedene Qualitäten der genutzten Biotope, die die Nahrungsverfügbarkeit und die Deckung im Jahresverlauf bestimmen, für die erfolgreiche Reproduktion von großer Bedeutung.

Tab. 3-3: Untersuchungen zu Gelegeverlusten von Rebhühnern in England

	<i>Untersuchung von BENDA (1954)</i>		<i>Untersuchung von BOUCHNER & FIŠER (1967) IN DWENGER (1991)</i>	
	<i>Gelege</i>	<i>%</i>	<i>Gelege</i>	<i>%</i>
Anzahl der beobachteten Gelege			76	100%
Verluste	402	100%	67	88%
Verluste durch Prädatoren oder unbekannt	156	39%	35	46%
Verluste durch den Menschen verursacht ⁴	143	36%	18	24%
sonstige Verlustursachen	95	24%	14	18%

⁴überwiegend durch landwirtschaftliche Maschinen bedingt

Maßnahmen zur Förderung von Rebhühnern in der Agrarlandschaft

Zur Verbesserung des Habitats der Rebhühner wird eine reich strukturierte Agrarlandschaft empfohlen, die den vielfältigen Ansprüchen der Rebhühner genügen. Unter den derzeitigen Förderinstrumentarien können insbesondere das Ackerrandstreifenprogramm und die Flächenstilllegung einen Beitrag zur Verbesserung der Habitatqualität landwirtschaftlicher Flächen für Rebhühner leisten. Vorschläge zur Förderung von Rebhühnern durch Verfahren der Landnutzung erfolgten bereits durch HERRMANN & MÜLLER-STIEß (1996 und 1997) sowie MEYER-AURICH et al. (1998).

Eine Erhöhung der landschaftlichen Vielfalt kann durch Verkleinerung bzw. Teilung der Schläge erreicht werden. Aufgrund der großen Betriebe in der Region ist allerdings nicht damit zu rechnen, dass generell Schlaggrößen unter 20 ha durchsetzbar sind, wie sie HERRMANN & MÜLLER-STIEß (1997) fordern. Bei Schlägen über 20 ha ist allerdings zu prüfen, ob eine Bewirtschaftung des Schlages mit unterschiedlichen Kulturen möglich ist, ohne den Schlag zu teilen. Dabei ist wichtig, dass zwei Kulturen mit unterschiedlichen Bestandesstrukturen aneinandergrenzen.

Da die Grenzflächen der Schläge von den Rebhühnern besonders genutzt werden, sind die Säume von großer Bedeutung. Die Erhaltung oder Verbreiterung der Säume, die Schaffung von zusätzlichen Strukturen und eine Erweiterung der Fruchtfolge des Betriebes kann zu einer Verbesserung der Habitatqualität der Agrarlandschaft beitragen. Dabei muss allerdings berücksichtigt werden, dass Gehölze auch für potentielle Prädatoren (Habicht, Fuchs) günstig sein können.

Im Getreideanbau wirken sich breitere Reihenabstände (von 10 cm auf 20 cm) bei gleichzeitiger Reduktion der Saatkichte günstig auf die Bestandesstruktur von Rebhühnern aus. Der Verzicht auf Insektizide im Getreide hilft die kritische Versorgung der Junghühner mit Insekten sicherzustellen. Ein möglichst später Umbruch von Stoppelfeldern ermöglicht ihre Nutzung zur Nahrungssuche im Spätsommer und Herbst. Vor Sommerungen können die Stoppelfelder bis zum Frühjahr liegengelassen werden, auf denen die Rebhühner Nahrung finden. Darüber hinaus ist die Minimierung von Störungen in der Zeit der Brut essentiell für die erfolgreiche Reproduktion. DWENGER (1991) schlägt vor, die Schläge vor der Ernte nach Rebhühnern abzusuchen und die Mahd an den entsprechenden Stellen auszulassen. Dies kann allerdings für die großen Schläge, wie sie in Brandenburg vorherrschend sind, nicht flächendeckend durchgeführt werden. Als Alternative wird empfohlen, die Schläge von der Mitte ausgehend zu ernten, um den Rebhühnern eine Chance zur Flucht zu geben. Auch die Reduktion der Erntegeschwindigkeiten und der Ersatz von Kreiselmäher durch Balkenmäher kann das Tötungsrisiko mindern.

Die Stilllegungen haben für Rebhühner eine besondere Bedeutung, da diese vielfach ein attraktives Bruthabitat darstellen. Ein gezieltes Stilllegungsmanagement kann daher eine sinnvolle und kostengünstige Maßnahme zur Verbesserung der Habitatqualität in Agrarlandschaften darstellen (vgl. Exkurs). Es hat sich gezeigt, dass sich eine niedrigwüchsige Begrünung vor der Stilllegung günstig auf das Nahrungsangebot auswirkt. Eine streifenförmige Einsaat, bei der Teile des Schlages als Stoppelstreifen, auch mit Klee und Weidelgrasuntersaaten, stehen gelassen werden, ist vorteilhaft, da sie dem Niederwild gleichzeitig Nahrungsflächen und Deckungsstrukturen bietet (GRÖBLINGHOFF, 1995; ANONYM, 1996). Der Pflegeschnitt sollte,

wenn erwünscht, nach dem Brutgeschäft der Feldvögel Mitte August erfolgen. Mehrjährige Brachen sind durch die sich entwickelnden heterogenen Hochstaudenfluren von besonderem Wert.

Exkurs: Varianten von mehrjährigem, rebhuhngerechtem Stilllegungsmanagement

- 1) Um einerseits eine große Heterogenität auf der Brachefläche zu erreichen und andererseits Kosten zu sparen, werden Pflegemaßnahmen nur auf der Hälfte oder 2/3 der Fläche durch Auslassung jeder 2. bzw. 3. Spur realisiert.
Im ersten Jahr nach Getreide wird 50 % der Fläche in der oben beschriebenen Weise flach gegrubbert, um den Altbestand zu bekämpfen. In den Folgejahren wird durch eine späte Mahd (ab Mitte August) auf 50 - 60 % der Fläche durch Auslassung der entsprechenden Spuren eine heterogene Vegetationsstruktur gefördert, bei der mit der vereinzeltten Ausbreitung von den gewünschten Hochstauden ab dem 2. Jahr zu rechnen ist.
Vor der Wiederinkulturnahme wird die Brache auf 100% der Fläche gehäckselt und der nachfolgende Aufwuchs mit einem Totalherbizid abgetötet, um den Unkrautdruck für die Folgekultur zu verringern. Als nachfolgende Kultur empfiehlt sich bei konventioneller Bodenbearbeitung Wintergetreide.
- 2) Nach der Getreideernte wird der Acker mit einem Schälpflug umgebrochen (eventuell mit einer vorgeschalteten Stoppelbearbeitung), um die Altvegetation völlig zurückzudrängen. Der darauf folgende Aufwuchs wird im nächsten Jahr 2 mal auf 2/3 der Fläche gemäht. (1 x vor der Brutzeit und 1 x danach). Ab dem 2. Jahr wird die Fläche sich selbst überlassen oder auf einer Teilfläche (1/3) gemäht. Die Wiederinkulturnahme erfolgt wie bei 1.).
- 3) Wildacker nach GRÖBLINGHOFF (1995):
Es wird eine dreigeteilte Bewirtschaftung der Dauerbrache empfohlen, die in Streifen angelegt werden. Der größte Teil der Fläche sollte mit einer Mischung aus Weidelgras, Wiesenschwingel, Lieschgras, Rotklee, Inkarnatklee und Luzerne eingesät werden. Alle 20 - 30 m sollen schmale Streifen mit Rotschwingel, Dt. Weidelgras und Weißklee eingesät werden, die gute Nahrungsflächen bieten. Auf zusätzlichen Streifen kann ausdauernder Roggen eingesät werden, der früh austreibt und somit Brutdeckung gibt. Die schmalen Streifen sollen sehr früh vor der Brut (Ende April) gemäht werden, damit diese nicht als Brutplätze genutzt werden. Die breiten Streifen können jedes zweite Jahr auf der Hälfte der Fläche gemäht werden.
- 4) (kostensparende Variante) Unterlassung jeglicher Aktivitäten nach der Ernte. Überlassung des Feldes der Sukzession.
Wiederinkulturnahme wie 1.).

3.6 Bedeutung der Landnutzung für den Schutz von Amphibien

Der Rückgang vieler Amphibienarten ist in letzter Zeit verstärkt ins öffentliche Bewusstsein gerückt, da an verschiedenen Stellen der Welt dramatische Zusammenbrüche von Amphibienpopulationen beobachtet wurden (BEEBEE, 1996). Seit dem 1. Weltkongress der Herpetologie 1989 in England wird von einem globalen Rückgang von Amphibienarten (*Global Amphibian Decline*) gesprochen (WAKE, 1991). In Deutschland nehmen die Bestände der 19 vorkommenden Amphibienarten stark ab (UBA, 1997a). In der Roten Liste der gefährdeten Tierarten sind von den 13 in Brandenburg vorkommenden Amphibienarten 2 vom Aussterben bedroht (Rotbauchunke *Bombina bombina* und Laubfrosch *Hyla arborea*); 5 sind stark gefährdet und 4 als gefährdet eingestuft (MUNR, 1992).

Die glazial geprägte Agrarlandschaft in Nord-Ostdeutschland bietet durch ihre Vielzahl an Gewässern Lebensräume für viele Amphibienarten. Aufgrund des kleinräumigen Nebeneinanders von landwirtschaftlichen Nutzflächen und Gewässern besteht hier eine besondere Gefahr für Amphibien, durch die Landwirtschaft direkt oder indirekt geschädigt zu werden. Eine indirekte Beeinträchtigung kann durch eine Veränderung der Habitatqualität, etwa durch Kontamination der Laichgewässer mit Dünge- oder Pflanzenschutzmitteln oder durch Ver-

3 Zusammenhang zwischen landwirtschaftlicher Landnutzung und ausgewählten Umweltqualitätszielen

nichtung von wichtigen Kleinstrukturen erfolgen. Direkte Beeinträchtigungen sind durch Maschineneinsätze sowie die Ausbringung von Dünge- und Pflanzenschutzmittel möglich, wenn die Amphibien gleichzeitig mit den Maßnahmen über die Flächen wandern oder sie als Sommerhabitate nutzen. Die Auswirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen auf Amphibien sind in verschiedenen Untersuchungen dokumentiert (BERGER & KRETSCHMER, 1997; SCHNEEWEIß & SCHNEEWEIß, 1997; OPPERMAN et al., 1997). Die wichtigsten Ursachen für den Amphibienrückgang sind nach BEEBEE (1996) in absteigender Reihenfolge der Bedeutung:

Habitatzerstörung oder Änderung von Habitaten

Die Zerstörung oder Veränderung von Habitaten betrifft zum einen die aquatischen Habitate, die für die Fortpflanzung der Amphibien essentiell sind, zum anderen die terrestrischen, die durch Versiegelung, ackerbauliche Nutzung oder Aufforstung mit Coniferen stark an Biotopqualität verlieren. Trockenlegungen, Verfüllungen von Kleingewässern und Drainagen haben im Zusammenhang mit Flurbereinigungsmaßnahmen zu erheblichen Habitatverlusten geführt.

Agrochemikalien (Pestizide, Dünger)

Aufgrund der sehr durchlässigen Haut der Amphibien ist die Gefahr der Aufnahme von Pflanzenschutzmitteln und Umweltgiften groß (BEEBEE, 1996). Besonders empfindlich sind die Amphibien während der aquatischen Phase und während der Migrationszeiten, in denen große Strecken über Land zurückgelegt werden. Eine umfangreiche toxikologische Datenbank vom Canadian Wildlife Service (POWER et al., 1989) und vom Ontario Green Lane (MONDS, 1998) gibt Literaturverweise zu Studien, die Auswirkungen von Umweltgiften auf Amphibien beinhalten. Hohe Mortalitätsraten bei Eiern des Grasfrosches (*Rana temporaria*) wurden mit Untersuchungen von HAZELWOOD (1970) aufgrund von Atrazin im Laichgewässer festgestellt. Wegen der Toxizität für Frösche und Kaulquappen wurde die Ausbringung von 74 Herbiziden in Australien verboten (BIDWELL und TYLER, 1997). Bei diesen Herbiziden, die alle den Wirkstoff Glyphosat⁵ enthielten, war allerdings die Formulierung des Pflanzenschutzmittels deutlich toxischer als der Wirkstoff selber. Mit Kaulquappen (*Litoria moorei*) wurden 48-Stunden LC 50 Konzentrationen ermittelt, die für Glyphosat bei 121,5 mg/l und für die Formulierung bei 11,6 mg/l lagen (BIDWELL & TYLER, 1997). Bei Kaulquappen von zwei anderen Tierarten wurden in Abhängigkeit von unterschiedlichen Formulierungen 48-h LC50 Konzentrationen von 3,0 , 4,11 und 14,3 mg/l gefunden (MANN & ALEXANDER, 1997). Bei anderen Herbiziden (Wirkstoffe Diquat und Dichlobenil) wurden keine toxischen Effekte festgestellt (COOKE, 1977). Auch Nitrationen im Laichgewässer wirken toxisch. Erhöhte Mortalitäten und Deformationen an Kaulquappen (*Bufo bufo*, *Litoria caerulea*) stellten BAKER & WAIGHTS (1993 und 1994) bei Konzentrationen um 40 mg Nitrat/ l fest. DE WIJER et al. (1997) stellen fest, dass insbesondere Ammoniumnitrat zu erhöhten Deformationen führt, bei Kalziumnitrat waren keine Deformationen festgestellt worden.

Bei adulten Tieren wirken verschiedene Mineraldünger nach Untersuchungen von OLDHAM et al. (1997) toxisch. Insbesondere bei Kalkammonsalpeter führt der Kontakt der Amphibien mit einzelnen Düngerkörnern in kurzer Zeit zum Tode. HILL (1998) zeigt mit Modelldaten, dass eine Amphibienpopulation aussterben würde, wenn sie jedes Jahr eine Strecke von 20 m über

⁵Der Wirkstoff ist zum Beispiel in dem Herbizid "Roundup" enthalten.

ein frisch gedüngtes Feld wandert. Beobachtungen von SCHNEEWEIß & SCHNEEWEIß (1997) bestätigen die von Mineraldünger ausgehende Gefahr. Da die Toxizität der Mineraldünger nach Untersuchungen von OLDHAM et al. (1997) und HILL (1998) mit dem Inlösungsgehen der Mineraldünger schnell abnimmt, beschränkt sich die Gefährdung durch Dünger auf die Zeit unmittelbar nach dem Ausbringen. Nach Einschätzungen von OLDHAM et al. (1997) und HILL (1998) ist für englische Klimaverhältnisse nicht von einer akuten Gefährdung der wandernden Amphibien auszugehen, da die Tiere vorwiegend in den Abendstunden und nachts wandern, die Düngemittel in der Regel aber tagsüber ausgebracht werden. Die in der Nacht bzw. in den Abendstunden vorherrschenden Feuchtebedingungen am Boden reichen unter englischen Klimabedingungen aus, um die Dünger in Lösung zu bringen. Die Dünger sind dann ungiftig. HILL (1998) zeigt, dass sich verschiedene Düngemittel unterschiedlich schnell auflösen und sich die Toxizität umgekehrt proportional zu diesem Prozess verhält. Die Beobachtungen von SCHNEEWEIß & SCHNEEWEIß (1997) machen allerdings deutlich, dass Amphibien bei den kontinentalen Klimabedingungen Ostbrandenburgs besonders bei trockenem Wetter gefährdet sind, da sich der Dünger nicht auflöste. (SCHNEEWEIß & SCHNEEWEIß 1997) .

Die Auswirkungen der Insektizide Carbofuran und Triflualin auf adulte Kröten (*Bufo valli-ceps*) wurde von COWMAN & CLARK (1996) untersucht. Der 6 stündige Kontakt mit 1/20 üblichen Ausbringmengen führte zum Verlust des Springreflexes und der Nahrungsaufnahme. Bei der Analyse der peroralen Toxizität verschiedener warmlütergiftiger Pflanzenschutzmittel (Carbamate, Organophosphate) wurde bei adulten Amphibien (*Rana catesbiana*) eine deutlich höhere LD₅₀ Konzentration festgestellt als bei Enten (HALL & HENRY, 1992). Um die Bedeutung von Pflanzenschutzmitteln für adulte Amphibien abschätzen zu können, muss allerdings auch berücksichtigt werden, dass die Tiere während der Migrationszeiten weite Strecken über Land zurücklegen. Auf behandelten Flächen sind sie ständig im Kontakt mit Pflanzenschutzmitteln, die den Boden und die Pflanzen benetzen. Zu dieser Problematik gibt es bisher keine Untersuchungen.

Atmosphärische Verschmutzung (Saurer Regen, Ozon bzw. UV-Strahlung)

BEEBEE (1996) diskutiert sauren Regen und erhöhte UV-Strahlung als Belastungsfaktoren für Amphibien. Der saure Regen hat zweifelsfrei in bestimmten Regionen zu niedrigeren pH-Werten in Oberflächengewässern und somit auch den Laichgewässern geführt. Feld- und Laborversuche konnten toxische Effekte durch pH-Wert Absenkung und vielfach damit einhergehende Erhöhung von gelösten Aluminiumionen feststellen (CLARK & HALL, 1985). Die Empfindlichkeit für niedrige pH-Werte ist allerdings artspezifisch. Die durch die Zerstörung der Ozonschicht der Atmosphäre bedingte erhöhte UV-Strahlung wird seit einigen Jahren als mögliche Ursache für den globalen Rückgang von Amphibien diskutiert (BLAUSTEIN et al., 1994 und 1995; KIESECKER & BLAUSTEIN, 1995).

Beeinträchtigungen durch Landmaschinen, Straßenverkehr und Sammeln von Fröschen

Die Auswirkungen verschiedener Landmaschineneinsätze auf Amphibien wurden von BERGER & KRETSCHMER (1997) sowie von OPPERMANN et al. (1997) analysiert. Dabei wurden hohe Mortalitätsraten bei intensiven Bodenbearbeitungen wie Pflügen (BERGER & KRETSCHMER, 1997) und bei der Mahd von Grünland durch Scheiben- und Kreiselmäher (OPPERMANN et al., 1997) festgestellt. Auch die Bergung von Grüngut mit Ladewagen oder Pressen birgt eine Gefahr für Amphibien in sich. Bei zunehmenden Arbeitsgeschwindigkeiten ist mit stärkeren Auswirkungen auf die Amphibien zu rechnen (BERGER & KRETSCHMER, 1997; OPPERMANN et al., 1997).

Von untergeordneter Bedeutung für die Populationen von Amphibien schätzt BEEBEE (1996) das Sammeln von Fröschen für diätätische Zwecke (Froschschenkel) und die Verluste, die durch den Straßenverkehr entstehen, ein.

Landschaftliches Potential für Amphibien

Das landschaftliche Potential für Amphibien ergibt sich aus den Habitatansprüchen der Tiere. An die Laichgewässer hat jede Art hinsichtlich chemischer Inhaltstoffe, Beschattung und Vorhandensein von Prädatoren (Fische) unterschiedliche Ansprüche. Außer den Laichgewässern werden die landwirtschaftlichen Nutzflächen als Sommerhabitate und zur Nahrungssuche genutzt.

Maßnahmen zum Schutz der Amphibien in der Agrarlandschaft

Maßnahmen zum Schutz der Amphibien können einerseits auf eine Verbesserung der Habitatqualität, andererseits auf eine Verringerung möglicher Störpotentials abzielen. Zur Gewährleistung einer hohen Qualität des aquatischen Habitats können Maßnahmen zum Schutz der Oberflächengewässer realisiert werden. Als wichtige Maßnahme ist der Erhalt der aquatischen Habitate an sich zu nennen. Dies ist mit dem Erhalt wasserführender Hohlformen und eventuell dem Rückbau von Meliorationsanlagen verbunden. Die unmittelbare Umgebung von Reproduktionsgewässern wird vielfach das ganze Jahr von den Amphibien genutzt. Ein ungenutzter oder extensiv genutzter Grünlandstreifen um die Gewässer ist für viele Amphibienarten von großem Nutzen. Darüber hinaus ist der Eintrag von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln in die Gewässer zu verhindern. Dies kann durch den Verzicht auf Düngung und Pflanzenschutzmittel in der Nähe von Oberflächengewässern, die Anlage von Pufferzonen mit permanentem Bewuchs um die Gewässer oder eine Bewirtschaftung der Flächen, die den "Run Off" minimiert (Minimale Bodenbearbeitung, Untersaaten) erreicht werden.

Zum Schutz der Amphibien während der terrestrischen Phase müssen die terrestrischen Habitate erhalten und Störungen, die die Amphibien beeinträchtigen können, vermieden werden. BERGER & KRETSCHER (1998) schlagen die Nutzungsaufgabe von kleinen Flächen vor, die für bestimmte Amphibien als Sommerlebensraum eine besondere Bedeutung haben. Solche Flächen können zum Beispiel temporäre Nassstellen in Ackerflächen sein, die während des Sommers bevorzugt von Amphibien genutzt werden und bei einer Bearbeitung zu einer tödlichen Falle werden können. Daneben wird ein Verzicht auf amphibien-schädliche agrotechnische Maßnahmen auf Flächen, auf denen sich Amphibien aufhalten, gefordert (OPPERMANN et al., 1997; BERGER & KRETSCHMER, 1997). In der Grünlandnutzung empfehlen OPPERMANN et al. (1997) den Verzicht auf rotierende Mähwerkzeuge, insbesondere zu den Zeiten der Migration, bzw. den Ersatz durch Balkenmähwerke. Auch die Erhöhung der Schnitthöhe auf höher als 10 cm (auch Getreideernte) kann zum Amphibienschutz beitragen.

Zum Schutz der Amphibien während der Hauptwanderungszeit ist die zeitliche Verschiebung schädigender landwirtschaftlicher Maßnahmen möglich. Prototypen von amphibienangepassten Anbauverfahren sind von MEYER-AURICH et al. (1997) vorgestellt worden. Es wird davon ausgegangen, dass alle mineralischen Düngemittel, intensive Bodenbearbeitungen (Pflug, Fräse) und ätzende oder fischgiftige Pflanzenschutzmittel schädigend für Amphibien sein können (BERGER & KRETSCHMER, 1997; SCHNEEWEIß & SCHNEEWEIß, 1997).

3.7 Bedeutung der Landnutzung für die Sicherung und Verbesserung der Lebensraumqualität für den Kranich (*Grus grus*)

Der Graue Kranich (*Grus grus*) ist von Mittel- und Nordeuropa bis nach Ostasien verbreitet (PRANGE, 1989). In Deutschland brütet er im Nordosten, der Lüneburger Heide und in Teilen Schleswig-Holsteins. Brandenburg ist mit ca. 800 Brutpaaren nach Mecklenburg – Vorpommern das wichtigste Verbreitungsgebiet. Die höchste Populationsdichte erreicht der Brutbestand in den seen- und moorreichen Landschaften Nordostbrandenburgs (MUNR, 1996).

In den siebziger Jahren hat der Kranichbestand einen Tiefpunkt erreicht. Hauptursachen für den starken Rückgang waren Lebensraumzerstörung durch Entwässerung, Grundwasserabsenkung, Feuchtwiesen- und Grünlandumbruch, Fließgewässerausbau und Denaturierung von Mooren, Torfabbau, Aufforstungen, Eutrophierung sowie Straßen- und Feldwegebau, Landerschließung und Industrialisierung. Seit Mitte der siebziger Jahre ist ein stetiger Anstieg der Brut- und Rastzahlen zu verzeichnen. Inzwischen hat sich die Zahl der in Deutschland brütenden Kraniche aufgrund einer Erhöhung der Siedlungsdichte und einer Ausbreitung der derzeitigen Brutgebiete nach Westen und Nordwesten nahezu verdoppelt. In Deutschland gibt es wieder 1800 bis 1900 Brutpaare.

Als wichtige Schutzmaßnahmen haben sich neben Schutz, Erhalt und Wiederherstellung von naturnahen Flussniederungen, Niedermooren, extensiv genutztem Feuchtgrünland und staunassen Bruchwäldern auch die Erhaltung traditioneller, extensiver Landwirtschaft in den wichtigen Überwinterungsgebieten, z.B. in Spanien, bewährt (MUNR, 1996).

Die Kraniche brüten in störungsarmen Flachwasserbereichen von Mooren, Erlenbrüchen, an Seerändern und Teichen. Besonders bevorzugt werden störungsfreie Brutgebiete in Waldrandnähe und in den letzten zwanzig Jahren auch in der Offenlandschaft. Mit 9 - 10 Wochen sind die Jungkraniche flugfähig und verlassen ab Mitte August die Brutplätze, um sich auf den Sammelplätzen den Rastgruppen anzuschließen. Nichtbrütende Altvögel und übersommernde Jungkraniche halten sich gern in übersichtlichen Grünlandgebieten auf.

Mit der Ernte und dem reichen Nahrungsangebot auf Stoppelfeldern beginnt die Sammelperiode in traditionellen Sammelgebieten. Neben den Äsungsflächen ist ein störungsfreier Schlafplatz in einem übersichtlichen Flachgewässer von großer Wichtigkeit. Bis Anfang Oktober sammeln sich so alle Kraniche einer Region auf diesen traditionellen Plätzen.

Ab Mitte Oktober beginnt im Nordosten Brandenburgs der Abzug ins Winterquartier. Die Kraniche Mittel- und Nordeuropas ziehen auf der westlichen Zugbahn nach Frankreich und Spanien, wo sie überwintern. An bestimmten Plätzen steigt dann aufgrund des Zuzuges aus den östlichen Verbreitungsgebieten die Zahl rastender Kraniche stark an. Je nach Wetterlage kommen die Vögel Mitte Februar bis Anfang März aus ihren Winterquartieren in die Brutgebiete zurück.

Die landwirtschaftliche Landnutzung hat für den Kranich insbesondere während der Sammelperiode im Herbst und während des Durchzugs im Frühjahr eine Bedeutung für die Nahrungsversorgung der Tiere. Da auch die frisch gedrillten Wintergetreidesamen als Nahrung genutzt werden, können den Landwirten auch Ertragsausfälle entstehen. Nach PRANGE (1989) können diese allerdings mit einer Erhöhung der Saatgutmenge um 10-25% kompensiert werden. Außerdem haben sich gezielte Ablenkfütterungen bewährt. Während der Rast ist neben der Nahrungsverfügbarkeit das Vorhandensein ungestörter Vorsammel- und Schlafplätze mit einem konstanten Wasserstand entscheidend (WILKENING & SCHNEIDER, 1998). Eine eingehende Analyse der Bedeutung der Landnutzung im Untersuchungsraum für den Kranich erfolgt in WILKENING (1999), so dass hier auf eine detaillierte Ausführung verzichtet werden kann.

3 Zusammenhang zwischen landwirtschaftlicher Landnutzung und ausgewählten Umweltqualitätszielen
Mögliche Maßnahmen zur Verbesserung der Lebensraumqualität für den Kranich in der Agrarlandschaft

Kraniche nutzen die Agrarlandschaft Nordostdeutschlands als Rast und Futterflächen in der Zeit ihres Zuges im Frühjahr und Herbst. In dieser Zeit brauchen sie einerseits ungestörte Schlafplätze, andererseits Äsungsflächen, auf denen sie genügend Nahrung aufnehmen können.

Die Qualität der Agrarlandschaft für Kraniche hängt vom Vorhandensein großflächiger, störungsarmer Gebiete, die als Äsungsflächen genutzt werden können, ab. Neben der Minimierung von Störungen durch landwirtschaftliche Maßnahmen sind zusätzliche Störungen durch Neuanlage von Wegen, Lagerplätzen oder ähnlichem zu vermeiden. Dies kann zum Beispiel erreicht werden, wenn der Landwirt in der Nähe des Brutplatzes von März bis Mai alle notwendigen landwirtschaftlichen Maßnahmen auf ein Minimum reduziert und insbesondere nicht als Fußgänger in Erscheinung tritt. Dazu ist es wichtig, den Landwirt darüber zu informieren, wo Kranichbrutplätze sind und wie er sich in deren Nähe verhalten soll.

Daneben ist der Erhalt von Söllen als Brutplätze für die wenigen Brutpaare, die im Frühling in der Uckermark brüten, wichtig. Extensiv gepflegte Pufferstriefen um bekannte Kranichbrutplätze bieten außerdem Schutz vor Störungen. Bestimmte Anbaukulturen und deren Ernteresultate sind für die Kraniche besonders attraktiv und deren Anbau von großer Bedeutung für den Tierbestand.

Zur Minimierung von Störungen während der Rast ist eine Verschiebung von landwirtschaftlichen Maßnahmen in unmittelbarer Nähe von Rast- und Futterplätzen auf die Zeit nach der Rast möglich. Da die Kraniche relativ standorttreu sind, ist es verhältnismäßig leicht möglich, dem Landwirt Empfehlungen zu erteilen, wann welche Flächen betroffen sind. In unmittelbarer Nähe von Schlafplätzen sollten keine landwirtschaftlichen Maßnahmen zwischen 16⁰⁰ Uhr und 8⁰⁰ Uhr erfolgen.

4 Datengrundlage und Arbeitsmethodik

4.1 „Untersuchungsraum“ und „Untersuchungsgebiet Wilmersdorf“

Im Rahmen des BMBF-DBU-Verbundprojektes wurde ein ca 16 000 ha großer Untersuchungsraum im südlichen Teil des Landkreises Uckermark (Brandenburg) festgelegt. Er umfasst die ackerbaulich genutzten Flächen von 39 Betrieben im Altkreis Angermünde. Die Flächen liegen alle im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. Innerhalb des Untersuchungsraums sind verschiedene Untersuchungsgebiete für grundlagenorientierte Detailforschung festgelegt worden (LEBERECHT, 1994). Für diese Arbeit was nur das Untersuchungsgebiet „Wilmersdorf“ von Bedeutung ist (siehe Abb. 4-1).

Für die vorliegende Arbeit wurden die Schlaggrenzen von 1995, 1996 und 1997 innerhalb des Untersuchungsraums als georeferenzierte thematische Karten aus einem vektorbasierten geografischen Informationssystem genutzt. Diese Karten wurden im Rahmen des Verbundprojektes erstellt. Darüber hinaus stand die MMK (Mittelmäßstäbige Standortkartierung) mit Standortinformationen als thematische Karte zur Verfügung, so dass eine Verschneidung der Karten möglich war.

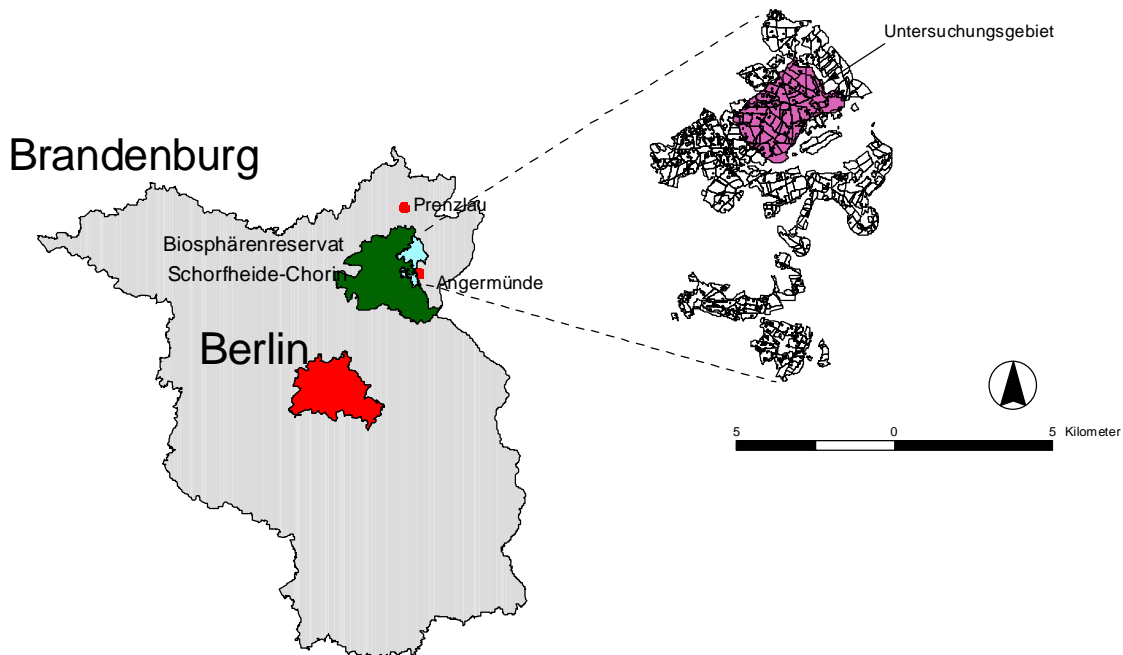


Abb. 4-1: Geografische Lage des Untersuchungsraums und Untersuchungsgebietes in Brandenburg

4.1.1 Natürliche Standortbedingungen

Die natürlichen Standortbedingungen im Untersuchungsraum sind durch die glaziale Entstehung der Böden und der Landschaften sowie das Klima bestimmt. Der kontinentale Einfluss ist in der Uckermark durch die geringen Niederschläge und die großen Temperaturunterschiede zwischen Winter und Sommer spürbar. Die Jahresmitteltemperatur liegt bei 8 °C. Der wärmste Monat im langjährigen Mittel ist der Juli mit einer Durchschnittstemperatur von 18 °C, der kälteste der Januar mit -0,5 °C. Die Frühlings- und Sommer-trockenperioden sind in einigen Jahren besonders stark ausgeprägt. Der Jahresniederschlag liegt im langjährigen Mittel um 500 mm/Jahr, wobei große Schwankungen von Jahr zu Jahr auftreten können. In 17 Jahren schwankte die Jahresniederschlagssumme an der Station Angermünde zum Beispiel zwischen 316 mm und 758 mm.

Bei den Böden dominieren großflächige Sander- und Grundmoränenböden mit Ackerzahlen zwischen 30 und 40. Insbesondere in der nördlichen Uckermark sind auch fruchtbarere Böden mit Ackerzahlen über 45 zu finden. Im Laufe der Eiszeiten haben Gletscher und Gletscherteile die Landschaft in ein starkes Relief mit sehr heterogenen Oberflächen zergliedert. In der südlichen Uckermark erreichen die Höhen bis zu 100 m über NN. Neben den hügeligen Moränenflächen ist die Landschaft durch Seen, Sölle, Moore, Flussniederungen sowie wertvolle Biotop geprägt.

Die Landnutzung im Landkreis Uckermark ist sehr heterogen und orientiert sich stark an den geologischen und ökologischen Gegebenheiten. Aufgrund der Wasserknappheit ist das Grünland in der Regel auf die grundwasserbestimmten Niedermoorstandorte beschränkt, die grundwasserfernen Standorte werden ackerbaulich genutzt. Auf den ertragsärmeren Standorten, sofern sie nicht bewaldet sind, konzentriert sich der Anbau auf Wintergetreide (Winterroggen) und Ölfrüchte. Der Anbau von Zuckerrüben ist auf Standorte mit höherer Ackerzahl beschränkt. Insgesamt ist die Landnutzung im Landkreis Uckermark für Brandenburger Verhältnisse stark agrarisch geprägt. Stark hügelige Landschaftsausschnitte oder Flächen mit geringer Bodenfruchtbarkeit sind vielfach bewaldet. Die Grenzertragsböden nehmen teilweise einen Anteil von über 50 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche ein. Bemerkenswert für die Region ist der hohe Anteil an Wasserflächen.

Tab. 4-1: Flächennutzung und naturraumspezifische Nutzungsdaten im Landkreis Uckermark (nach Altkreisen)

<i>Altkreis</i>	<i>Fläche (km²)</i>	<i>Landwirtschaftsfläche %</i>	<i>Waldfläche %</i>	<i>Wasserfläche %</i>	<i>Mittlere Ackerzahl</i>	<i>Anteil Grenzertragsböden (AZ < 30) %</i>
Angermünde	915	73,0	10,8	3,2	39	13
Prenzlau	795	75,6	8,9	5,6	40	2
Templin	996	37,1	40,7	6,1	32	51

Quelle: STATISTISCHES JAHRBUCH LAND BRANDENBURG (1996) und WERNER & DABBERT (1993)

4.1.2 Daten zur landwirtschaftlichen Landnutzung im Untersuchungsraum

Allgemeine Kennzeichnung der Betriebsstruktur

Innerhalb des Untersuchungsraumes sind 39 Betriebe im Zeitraum von 1994⁶ bis 1997 erfasst worden. Die gesamte Fläche umfasst 14 985 ha⁷. Die Landnutzung ist stark ackerbaulich geprägt. 85% der Fläche (12757 ha) werden als Ackerland genutzt, 2200 ha als Grünland und der Rest (28 ha) als Dauerkultur (Obstanlage). Der Großteil der Flächen (ca. 11 100 ha) wird von viehhaltenden Betrieben bewirtschaftet, 13 Betriebe (3900 ha) wirtschaften viehlos.

Auf 20 ausgewählten Betrieben sind von 1994 bis 1997 alle landwirtschaftlichen Maßnahmen durch regelmäßige Betriebsbefragungen durch das "Bildungswerk zur Extensivierung der Landnutzung e.V." (BEL) erhoben worden. Von den restlichen Betrieben im Untersuchungsraum wurde nur die Nutzungsstruktur (Anbauverhältnis der Fruchtarten und Anzahl der gehaltenen Tierarten) erfasst. Bei den 20 ausgewählten Betrieben handelt es sich um die größeren Vollerwerbsbetriebe im Untersuchungsraum. Sie bewirtschaften eine Fläche von 13 166 ha, 88% der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche im Untersuchungsraum. Ein Vergleich der Nutzungsstruktur der ausgewählten Betriebe für die intensive Erfassung mit den restlichen Betrieben im Untersuchungsraum zeigt Tab. 4-2.

Tab. 4-2: Kennzahlen der Landnutzung der Betriebe, deren Nutzung intensiv erfasst wurde, im Vergleich zu den restlichen Betrieben im Untersuchungsraum

		<i>Intensiv erfasste Betriebe (n=20)</i>	<i>Restliche Betriebe im Untersuchungsraum (n= 24)</i>
Anteil der Betriebe im Haupterwerb		100%	42%
Anteil Ackerland an gesamter landwirtschaftlicher Nutzfläche		91%	67%
Anteil Grünland an gesamter landwirtschaftlicher Nutzfläche		9%	33%
Kulturarten-spektrum	Stilllegung	17%	13%
	Wintergetreide	42%	37%
	Winterraps	3%	1%
	Zuckerrübe	3%	1%
Anzahl Kulturarten pro Betrieb		7,9	3,9
durchschnittliche Tierzahlen pro Betrieb	Rinder	166	24
	Schweine	123	0
	Schafe und Ziegen	41	92

⁶für 1994 und 1997 liegen die Daten nur lückenhaft vor.

⁷Stand: Anbauplanung 1996

4.2 Entwicklung von Modellverfahren zur Abbildung von ackerbaulichen Landnutzungssystemen

Auf der Grundlage der Landnutzungsdaten wurde in Zusammenarbeit mit Dr. Reinhold Roth und Peter Zander vom Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung München eine Datenbank mit landwirtschaftlichen Anbauverfahren entwickelt, die es ermöglicht, systembedingte Effekte von landwirtschaftlichen Anbauverfahren zu analysieren (MEYER-AURICH et al., 1997 und 1998; ZANDER & KÄCHELE, 1999). Die Datenbank ist so aufgebaut, dass den einzelnen Anbauverfahren alle Einzelmaßnahmen zugeordnet sind, die zur Erreichung des kalkulierten Ertrages notwendig sind. Den einzelnen Maßnahmen sind wiederum Maschinen und Einsatzmengen zugeordnet, so dass die Datenstruktur eine gute Basis für Kosten- und Bilanzrechnungen bietet.

Die Anbauverfahren sind so definiert, dass sie nach der Ernte der Vorfrucht beginnen und mit der Ernte enden. Auf diese Weise sind Anbauverfahren für 17 Kulturen in Abhängigkeit vom Standortpotential in der Datenbank beschrieben. Für jedes Anbauverfahren wurde das Ertragspotential in Abhängigkeit von der Ackerzahl und dem durchschnittlichen jährlichen Niederschlag der Region geschätzt. Die Ertragschätzung erfolgte auf der Basis der Ertragschätzungen von ROTH (1995), die für einige Kulturen erweitert und verfeinert wurde. Jeder landwirtschaftlichen Maßnahme wurde eine Zeitspanne zugeordnet, in der die Maßnahmen normalerweise durchgeführt wird.

Die Beschreibung der Verfahrensschritte und die Kalkulation der eingesetzten Hilfsstoffe erfolgte für 4 verschiedene Standortklassen in Abhängigkeit von der Ackerzahl (<30; 31-45; 46-55; 56-70). Die notwendigen Düngemittel zur Erreichung des Ertragszieles wurden in Abhängigkeit des Entzugs durch die Ernteprodukte kalkuliert. Ebenso wurden die Pflanzenschutzmaßnahmen in Abhängigkeit vom Ertragsniveau unterschiedlich definiert. Auch die Vorfrucht floss in die Definition der Anbauverfahren mit ein. Nach einer Blattfrucht wurde eine nicht wendende Bodenbearbeitung, nach einer Getreidevorfrucht zuerst eine Stoppelbearbeitung und später eine Grundbodenbearbeitung festgelegt. Neben Hackfrucht und Getreide wurden Leguminosen als Vorfruchtgruppe unterschieden. Je nach Kulturart, Standortqualität, Vorfrucht und Ausrichtung des Verfahrens wurde jedem Anbauverfahren ein Schlüssel vergeben. In dieser Arbeit wurden die Daten von 418 Anbauverfahren für insgesamt 17 Kulturen auf jeweils 4 verschiedenen Standortklassen für die Modellrechnungen verwendet (siehe Tab. 4-3).

Die zahlreichen Anbauverfahren unterscheiden sich teilweise nur geringfügig. So wurden für jedes Getreideanbauverfahren eines mit und eines ohne Strohbergung definiert. Zudem ergeben sich durch unterschiedliche Vorfruchtgruppen viele unterschiedliche Verfahren. Die Anbauverfahren umfassen teilweise verschiedene Produktionsrichtungen. Zum Beispiel Sommergerste als Futtergerste bzw. Braugerste; Mais als Silomais bzw. Körnermais. Die Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte, der benutzten Maschinen und Zeitspannen ermöglichen eine Analyse der Anbauverfahren hinsichtlich der Wirkung auf die Umwelt. Eine Übersicht über die Struktur eines Anbauverfahren mit den einzelnen Verfahrensschritten ist im Anhang aufgeführt.

Tab. 4-3: Überblick über modellhafte Anbauverfahren

<i>Kultur</i>	<i>Kulturschlüssel</i>	<i>Anzahl Anbauverfahren pro Standortklasse</i>
Erbsen	ERB	9
Gelblupine	GLU	9
Luzerne	LZG	12
Öllein	OLE	8
Sonnenblume	SBL	6
Speisekartoffeln	SKA	9
Silomais/ Körnermais	SMA	33
Stilllegung	STI	16
Hafer	HAF	32
Sommergerste	SGE	59
Sommerweizen	SWE	6
Triticale	TRI	30
Wintergerste	WGE	46
Winterraps	WRA	12
Winterroggen	WRO	47
Winterweizen	WWE	48
Zuckerrüben	ZRU	36

4.2.1 Zielangepasste Verfahren

Neben den oben dargestellten Anbauverfahren, die alle in erster Linie einem spezifischen Produktionsziel dienen, wurden *zielangepasste* Verfahren für einige der Umweltqualitätsziele zusammengestellt (MEYER-AURICH et al., 1997). Diese müssen als Kompromiss zwischen den Ansprüchen aus den Umweltqualitätszielen und den Produktionszielen angesehen werden. Durch pflanzenbauliche Maßnahmen wie Zwischenfruchtanbau, Untersaat, Veränderung von Reihenabständen, Verschiebung des Ausführungstermins oder Ersatz einer Maßnahme durch eine weniger schädigende wurden die Verfahren weitgehend an die Umweltqualitätsziele angepasst. Als zielangepasste Verfahren wurden Anbauverfahren mit Zwischenfrucht, bzw. Untersaat, amphibien- und rebhuhnangepasste Verfahren entwickelt.

Verfahren mit Zwischenfrüchten oder Untersaaten

Durch die Integration von Zwischenfrüchten oder Untersaaten in das Anbauverfahren kann die Verlagerungsgefahr von Nitrat und das Erosionsrisiko in den Wintermonaten reduziert werden. Zielangepasste Verfahren, bei denen Zwischenfrüchte integriert wurden, sind in Tab. 4-4 dargestellt.

Tab. 4-4: Zusätzliche Aufwendungen und Ertragsbeeinflussung der angepasste Verfahren mit Zwischenfruchtanbau bzw. Untersaat

<i>Kultur</i>	<i>Änderungen gegenüber Standardverfahren</i>	<i>Auswirkungen Ertrag</i>	<i>Anmerkungen</i>
Zuckerrübe	Zwischenfrucht (Senf oder Phacelia), Bergung des Blattes; Nachfrucht Winterweizen oder Zwischenfrucht	0 %	Direktsaat in abgefrorene Zwischenfrucht möglich
Silomais	Einsaat Winterrübsen, Phacelia oder andere Zwischenfrucht		
Sonnenblume			
Öllein			
Lupine			
Sommergetreide			
Kartoffeln			
Winterroggen	Untersaat Knaulgras (6 kg/ha)		wenn Nachfrucht Sommerung oder Stilllegung
Stilllegung	Einsaat Knaulgras		

Während der Anbau von Zwischenfrüchten vergleichsweise einfach zu realisieren ist, sind beim Anbau von Untersaaten in verschiedenen Kulturen in Versuchen immer wieder Ertragsdepressionen der Hauptfrucht aufgrund von Wasser Konkurrenz festgestellt worden (ROTH, 1989). Nach diesen Ergebnissen lässt sich unter den klimatischen Bedingungen Nordost-Brandenburgs nur zu Winterroggen eine Knaulgrasuntersaat empfehlen.

Rebhuhnangepasste Verfahren

Entsprechend den in Kapitel 3.5 beschriebenen Anforderungen der Rebhühner an die Agrarlandschaft wurden angepasste Modellverfahren entwickelt, die den Rebhühnern ein besseres Habitat liefern. Diese wurden nur für Getreidearten formuliert, da Getreideschläge von den Rebhühnern in der kritischen Zeit der Brut und der Jungenaufzucht zur Nahrungssuche bevorzugt genutzt werden.

Tab. 4-5: Zusätzliche Aufwendungen und Ertragsbeeinflussung der angepasste Verfahren für den Rebhuhnschutz

<i>Kultur</i>	<i>Änderungen gegenüber Standardverfahren</i>	<i>Auswirkungen Aufwand</i>	<i>Auswirkungen Ertrag</i>
Wintergetreide Sommergetreide	breiterer Reihenabstand (von 10 cm auf 20 cm), Verzicht auf Insektizide, vor Sommerungen Verzicht auf Umbruch im Herbst	geringerer Aufwand aufgrund ausgelassener Insektizidspritzung, weniger Saatgut (-20%)	-15%
Stilllegung	Streifenförmige Einsaat von niederwüchsigen Gemenge im Herbst (50% der Fläche); Mahd erst unmittelbar vor Bestellung der Folgekultur (nicht vor Ende August)	Saatgutaufwendungen (Mischung aus Weidelgras, Lieschgras, Rotklee, Weißklee, Inkarnatklee (5 kg) + 2 kg Senf)	Nicht relevant

Angepasste Verfahren für Amphibien

Die Auswirkungen der Anpassung der Verfahren an die Ansprüche der Amphibien zeigt Tab. 4-6. Die Anpassungen erfolgten durch die Verschiebung des Zeitpunktes amphibienschädigender Maßnahmen und durch den Ersatz von schädigenden Maßnahmen durch weniger schädigende. Diese Verfahren sollen auf Flächen angewendet werden, die im Wanderungskorridor von Amphibien liegen und zu den Wanderungszeiten von ihnen durchquert werden.

Tab. 4-6: Zusätzliche Aufwendungen und Ertragsbeeinflussung der angepasste Verfahren für den Amphibienschutz'

<i>Kultur</i>	<i>Änderungen gegenüber Standardverfahren</i>	<i>Auswirkungen Aufwand</i>	<i>Auswirkungen Ertrag</i>
Winterweizen	Vorverlegung der 1. N-Düngung; Verzicht auf 2. N-Düngung, Ersatz der Herbizidbehandlung im Frühjahr durch mechanische Unkrautbekämpfung	zur 1. N-Düngung Nitrifikationshemmer, keine 2. N-Düngung, Ersatz chemischer durch mechanische Unkrautbekämpfung	-30%
Winterroggen			-20%
Triticale			-25 %
Wintergerste	wie oben, Herbizidausbringung im Herbst nach der Hauptwanderzeit (ab 20.9.), Verzicht auf Insektizide	wie oben, kein Insektizidaufwand.	-10%
Sommergerste	Pflugtermin nach Amphibienwanderung im Herbst (ab 20.9.) Vorverlegung der 1. N-Düngung, Verzicht auf Insektizidbehandlung, Ersatz der Herbizidbehandlung durch mechanische Unkrautbekämpfung	zur 1. N-Düngung Nitrifikationshemmer, keine 2. N-Düngung, Ersatz chemischer durch mechanische Unkrautbekämpfung, kein Insektizidaufwand.	-25%
Hafer			-25%
Winterraps	Vorverlegung der 1. N-Düngung Anfang Februar und Herbizidbehandlung im Herbst nach 29.9.	zur 1. N-Düngung Nitrifikationshemmer, keine 2. N-Düngung, keine Insektizide.	-20%
Silomais	organische Düngung (20 cbm Gülle) auf Zwischenfrucht, mineralische Düngung erst ab Mitte Mai (Ausnahme Unterfußdüngung), mechanische statt chemischer Unkrautbekämpfung Mitte Mai	Saatgutaufwand Zwischenfrucht, Ersatz chemischer durch mechanische Unkrautbekämpfung.	0 %
Zuckerrübe	Änderungen nicht rentabel - auf Schlägen mit prioritärer Zielstellung :Verzicht auf Zuckerrüben-Anbau		
alle anderen Kulturen	keine Änderungen		0 %

4.3 Methodik zur Analyse der Landnutzung im Untersuchungsraum und Bewertung der modellhaften Verfahren

Die vorliegende Arbeit orientiert sich bei der Entwicklung von umwelt- und naturschutzgerechten Verfahren der landwirtschaftlichen Landnutzung an dem Rahmenwerk der FAO zur Landeignungsbewertung (FAO, 1976; Beek et al., 1997), da dies einen weitverbreiteten systematischen Ansatz zur standortabhängigen Bewertung und Entwicklung von nachhaltiger Landnutzung darstellt (vergleiche Kapitel 2.1). Diese Vorgehensweise verlangt eine interdis-

zipliniäre Herangehensweise, die durch die Einbindung der Arbeit in ein Verbundprojekt gegeben war. Die Vorgehensweise ist in Abb. 4-2 dargestellt.

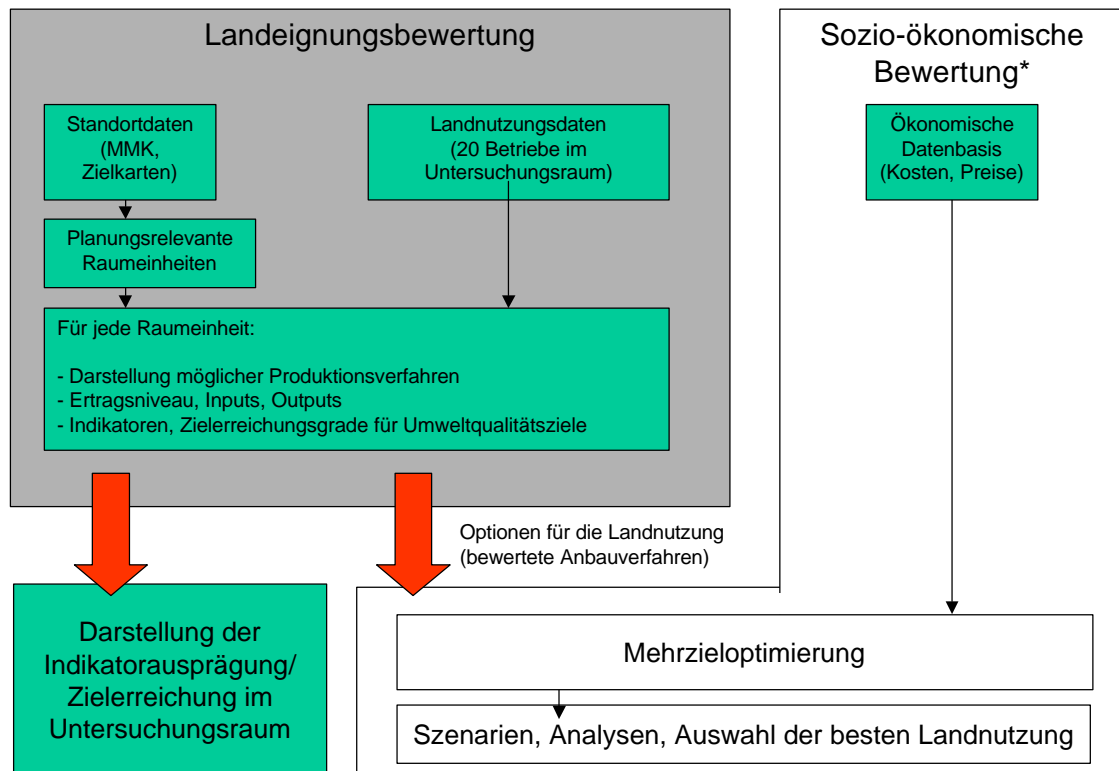


Abb. 4-2: Methodischer Rahmen zur Entwicklung von umwelt- und naturschutzgerechter Landnutzung (* Sozioökonomische Bewertung nicht Teil dieser Arbeit)

Mit Hilfe der Landeignungsbewertung soll die Landnutzung analysiert werden und es sollen Optionen für eine nachhaltige Landnutzung aufgezeigt werden. Aufgrund der Heterogenität der Datengrundlage für den „Untersuchungsraum“ und für das „Untersuchungsgebiet Wilmersdorf“ wurden für die beiden Räume unterschiedliche Daten zur Verrechnung und Darstellung von Indikatorenausprägungen bzw. Szenarien verwendet. Während für den Bereich des Untersuchungsraums in erster Linie die Auswirkungen der Landnutzung der 20 Betriebe in den drei untersuchten Jahren im Vordergrund stand, wurde die größere Datendichte im Untersuchungsgebiet Wilmersdorf für Mehrzieloptimierungsrechnungen und Szenarien genutzt (siehe Tab. 4-7).

Tab. 4-7: Genutzte Daten auf den verschiedenen räumlichen Ebenen und Verwendungszweck

	<i>Betriebsdaten</i>	<i>Standortdaten</i>	<i>Ziel der Landeignungsbewertung</i>
Untersuchungsraum	Erhobene Daten von 20 Betrieben	Mittelmaßstäbige Standortkartierung	Analyse der Landnutzung im Untersuchungsraum
Untersuchungsgebiet Wilmersdorf	Modelldaten	Umweltqualitätsziel-potentiale (Experten-einschätzungen)	Szenarienrechnung, Mehrzieloptimierung

Die planungsrelevanten Standorteinheiten bildeten im Untersuchungsgebiet Wilmersdorf die Schlagstrukturen, da dies die relevanten Nutzungseinheiten sind, mit denen Landnutzung bestimmt wird. Die Potentiale für Umweltqualitätsziele wurden schlagweise durch die im Verbundprojekt einbezogenen Experten bestimmt. Die Potentiale wurden mit dem Betriebsmodell und der Mehrzieloptimierung in Beziehung gesetzt und für Trade Offs und Szenarien verrechnet. Im Untersuchungsraum wurden die kleinsten gemeinsamen Geometrien, die sich aus der Verschneidung von Schlagstrukturen und Standorteinheiten der MMK ergaben, als Standorteinheiten genutzt.

Entwicklung eines Instrumentariums zur Bewertung der Landnutzung

Zur Analyse der Landnutzung im Untersuchungsraum wurden, soweit aus den zur Verfügung stehenden Daten möglich, Indikatoren zur Kennzeichnung des standörtlichen Potentials der Umweltqualitätsziele und zur Bewertung der Landnutzung herangezogen. Darüber hinaus sind Bewertungsalgorithmen entwickelt worden, die die Zielkonformität der modellhaften Verfahren überprüfen.

Die Methoden sind nach den sieben ausgewählten Umweltqualitätszielen geordnet. Zuerst sind, soweit verfügbar, verwendete Methoden zur Charakterisierung des Standortpotentials für das entsprechende Umweltqualitätsziel dargestellt. Danach sind die Einflussgrößen (Indikatoren) aufgeführt, die für eine Charakterisierung der landwirtschaftlichen Landnutzung dienen. Als drittes ist die Einbindung der Einflussgrößen in ein Regelwerk zur systematischen Bewertung der modellhaften Verfahren dargestellt (siehe Abb. 4-3). Der erste Schritt zur Entwicklung der Regelwerke ist die Identifikation der Einflussgrößen der Landnutzung. Die Herleitung der Einflussgrößen ist zum Teil aus der Literaturübersicht (Kapitel 3) zu entnehmen.

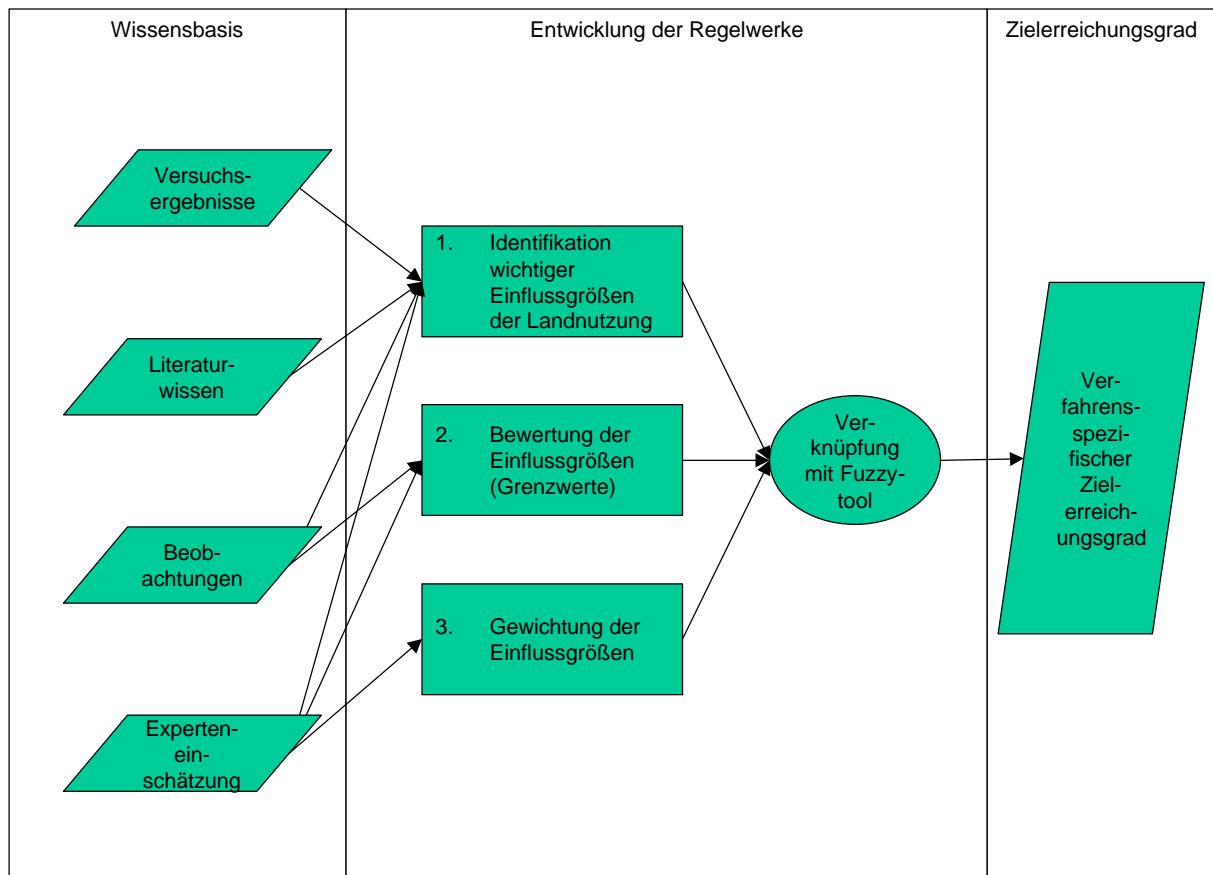


Abb. 4-3: Entwicklung der Regelwerke zur Bewertung der landwirtschaftlichen Landnutzung

Zur Einbindung der Einflussgrößen in ein Regelwerk war die Festlegung von Grenz- oder Schwellenwerten und eine Gewichtung der verschiedenen Einflussgrößen notwendig. Hierzu sind nur vereinzelt Informationen aus der Literatur verfügbar. Dies ist unter anderem dadurch begründet, dass Grenz- bzw. Schwellenwerte nur in den seltensten Fällen naturwissenschaftlich begründbar sind. In der Regel entstehen sie aus einem gesellschaftlichen Diskurs unterschiedlicher Interessengruppen. Da es im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich war, für jede Einflussgröße Grenz- bzw. Schwellenwerte in einem diskursiven Prozess mit gesellschaftlichen Interessengruppen abzuleiten, wurden die relevanten Grenz- und Schwellenwerte, wo nötig, zusammen mit den Experten des Verbundprojektes entwickelt. Die Festlegung von Grenz- und Schwellenwerten stellt den Kern der Bewertung dar. Mit Hilfe von Zugehörigkeitsfunktionen wurden kardinale Wertzuweisungen ermöglicht. Wo eine nominale Wertzuweisung hinreichend erschien, wurde die Wertzuweisung in Form einer Matrix dargestellt. Die dargestellten Zugehörigkeitsfunktionen und Matrizen stellen das Ergebnis eines Diskussionsprozesses innerhalb des Verbundprojektes dar und können keinen Anspruch auf Verallgemeinerbarkeit erheben. Neben der Bewertung der Ausprägungen der Einflussgrößen wurde auch die Gewichtung der Einflussgrößen unter Zuhilfenahme der Experten vorgenommen.

Die Regelwerke, in die die Indikatoren eingebunden wurden, sind mit Hilfe der Software *Flexfilter* der Firma OMRON (OMRON, 1996) erstellt worden. Als Ergebnis liefert die Software in Abhängigkeit von formulierten Regeln für jedes Anbauverfahren einen Zugehörigkeitsgrad zwischen 0 und 1, der angibt, inwiefern die in den Regeln formulierten Kriterien in dem Anbauverfahren erfüllt sind. "0" bedeutet keine Übereinstimmung mit den Kriterien, "1" bedeutet volle Übereinstimmung.

Der Zugehörigkeitsgrad wird nach folgender Formel berechnet:

$$g = \frac{\sum_{i=1}^N m_i(x) \cdot w_i}{\sum_{i=1}^N w_i} \quad (4-1)$$

mit g: Zugehörigkeitsgrad
 x: Daten des Kriterium
 $\mu_i(x)$: partieller Zugehörigkeitsgrad entsprechend der definierten Zugehörigkeitsfunktion
 w_i : Wichtungsfaktor

4.3.1 Methodik zum Stickstoffaustrag ins Grundwasser

4.3.1.1 Kalkulation des standörtlichen Stickstoffverlagerungspotentials

Die Stickstoffverlagerung wird durch klimatische und bodenbedingte Faktoren bestimmt. Das standörtliche Stickstoffverlagerungspotential kann mit der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers charakterisiert werden (DBG, 1992). Die Austauschhäufigkeit wird durch den Quotient aus dem jährlichen Sickerwasser und dem Bodenwasser bei Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (FK_{We}) beschrieben (DBG, 1992).

$$\text{Austauschhäufigkeit } [\% \cdot a] = \frac{\text{Sickerwassermenge } [mm \cdot a^{-1}]}{FK_{We} [mm]} \quad (4-2)$$

Die Abschätzung der Sickerwassermenge kann nach RENGER & WESSOLEK (1990) für Ackerland nach Formel 4-3 erfolgen.

$$GN = 0,92 \cdot N_{Wi} + 0,61 \cdot N_{So} - 153(\log WPF) - 0,12 \cdot E_{Haude} + 109 \quad (4-3)$$

GN: Sickerwassermenge
 N_{Wi} : Niederschlagsmenge im hydrologischen Winter (1.10.-31.3.)
 N_{So} : Niederschlagsmenge im hydrologischen Sommer (1.4.-30.9.)
 WPF: pflanzenverfügbare Bodenwasservorrat ($nFK_{We} + A_k$)
 E_{Haude} : potentielle Evapotranspiration nach HAUDE (1954)

Abschätzungen der Sickerwasserbildung auf der Basis der Formel von RENGER & WESSOLEK (1990) wurden für den nordostdeutschen Raum von MÜLLER et al. (1996) durch einen Vergleich mit Gebietsabflussmessungen verifiziert, so dass davon ausgegangen werden kann, dass mit dieser Berechnungsart zuverlässige Sickerwassermengen abgeschätzt werden können.

4.3.1.2 Parameter der Landnutzung zur Charakterisierung des Nitrataustragspotentials ins Grundwasser

Zur Charakterisierung des Nitrataustragspotentials wurde ein modifizierter Stickstoffbilanzansatz entwickelt, der die kurzzeitigen, leicht mobilisierbaren Stickstoffüberschüsse in den Zeiten mit hoher Sickerwasserbildung berücksichtigt.

Der verfahrensbedingte, auswaschungsrelevante Stickstoffüberschuss wurde nach Formel 4-4 berechnet:

$$N_{AUS} = (N_{MD} + k \cdot N_{OD} + N_{2FIX}) - N_{ENTZUG} - N_{AUFNK1} \quad (4-4)$$

mit:

N_{AUS} : verfahrensbedingter auswaschungsrelevanter Stickstoffüberschuss

N_{MD} : Mineraldüngung in kg N/ ha

k : Mineralisationsfaktor in Abhängigkeit von der Temperatursumme

N_{OD} : N-Düngung durch organische Düngemittel (bei Festmist werden 50% des Gesamtstickstoffs, bei Flüssigmist 90% berücksichtigt)

N_{ENTZUG} : Stickstoffentzug mit den Ernteprodukten

N_{AUFNK1} : Mittelfristig im Pflanze-Boden-System gehaltener Stickstoff durch Winterung (Konstante in Abhängigkeit von Kulturart)

Die Kalkulation des *verfahrensbedingten auswaschungsrelevanten Stickstoffüberschusses* wird in 3 Schritten kalkuliert:

1. Berechnung der Summe aller Stickstoffkomponenten, die im Laufe eines Wirtschaftsjahres dem System zugeführt wurden und Kalkulation des mineralisierten Anteils von organischen Düngern. Tab. 4-8 zeigt die für den Stickstoffinput berücksichtigten Komponenten und den Anteil, der für den N-Austrag relevanten Anteil.

Da durch diese Abschätzung in erster Linie das Stickstoffdüngemanagement bewertet werden soll, wird die N-Disposition als nutzungsunabhängige Größe vernachlässigt. Ebenso werden gasförmige Verluste in Form von Stickoxyden vernachlässigt. Zur Erfassung dieser Verlustquelle sind detailliertere Informationen zum Wasserhaushalt der betreffenden Standorte notwendig, da diese die Stickoxydverluste weitgehend bestimmen. Gasförmige Verluste in Form von Ammoniak können nach HOLRACHER & MARSCHNER (1990) in Abhängigkeit von Temperatur und Niederschlagsverhältnissen abgeschätzt werden. Dazu sind allerdings Lufttemperatur und Niederschläge zur Zeit der Applikation sowie die Zeit bis zur Einarbeitung des Düngers erforderlich. In der vorliegenden Arbeit werden Ammoniakverluste von organischen Düngern pauschal mit 10% einkalkuliert.

Tab. 4-8: Berücksichtigte N-Input-Parameter bei der Kalkulation des N-Austragspotentials

<i>N-Input</i>	<i>Berücksichtigung</i>
Mineralische Düngemittel (N_{MD})	100%
Organische Düngemittel ($k \cdot N_{OD}$)	Kalkulation des mineralisierten Anteils, wobei davon ausgegangen wird, dass ein Jahr nach Ausbringung des organischen Düngemittels 50% (Gülle 90%) des Gesamtstickstoff mineralisiert sind.
N_2 -Fixierung	Nutzung von Schätzgrößen (nach BIERMANN 1995, Übersicht im Anhang)
N-Disposition	keine Berücksichtigung

Von organischen Düngemitteln mineralisierter Stickstoff wurde mit einem witterungsabhängigen Faktor geschätzt. Dabei wurde davon ausgegangen, dass im Laufe eines Jahres 50% (Mist) bzw. 90% (Gülle) der Gesamtstickstoffmenge mineralisieren. Der Mineralisierungsverlauf über das Jahr wurde entsprechend dem Verlauf der durchschnittlichen täglichen Lufttemperatursummen angenommen (k-Faktor).

2. Berechnung des Entzugs durch die Ernteprodukte

Die N-Gehalte wurden kulturartspezifisch in Anlehnung an standorttypische Nährstoffgehalte geschätzt (BIERMANN, 1997). Obwohl gezeigt werden konnte, dass die Stickstoffgehalte in Pflanzenprodukten stark von der Stickstoffdüngung abhängen (BIERMANN, 1995), wurde hier darauf verzichtet, diese Funktionalität zu berücksichtigen.

3. Kalkulation des auswaschungsrelevanten Stickstoffs

Zur Kalkulation des auswaschungsrelevanten Stickstoffs wird der Stickstoffüberschuss berechnet, der im hydrologischen Winterhalbjahr mit dem Sickerwasser den durchwurzelten Boden verlässt. Beim Anbau von Winterkulturen oder Zwischenfrüchten als Nachfrucht werden in Abhängigkeit von der Kulturpflanzenart 10 bis 60 kg N/ha als Puffer veranschlagt.

4.3.1.3 Regelwerk zur Bewertung der Modellverfahren hinsichtlich des Grundwasserschutzes vor Nitrateintrag

Da zur Beurteilung der Modellverfahren ausschließlich Informationen über das Verfahren selber und keine Informationen zur Nachfrucht zur Verfügung standen, mussten entsprechende Parameter gesucht werden, die das N-Austragspotential der Verfahren hinreichend kennzeichnen. Für diese Zwecke wurde der Stickstoffsaldo, das N-Haltevermögen im Winter und die Brutto-N-Düngung herangezogen. Bei der Kalkulation des N-Saldos wurde ein Ertragsunsicherheitskoeffizient in Abhängigkeit von der Kultur einbezogen, der das Risiko durch mögliche Mindererträge, geringere Nährstoffentzüge und höhere Austragspotentiale charakterisiert. Die Parameter zum Ertragsrisiko wurden auf der Basis der Primärdaten zur Landnutzung geschätzt.

Die Berechnung des Stickstoffsaldos erfolgte nach Formel 4-5.

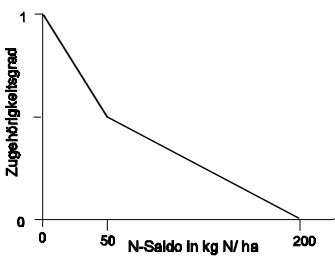
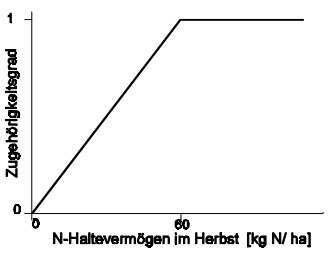
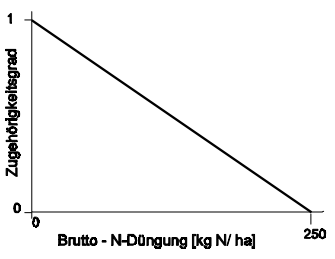
$$N_{AUS} = (N_{MD} + 0,5 \cdot N_{OD} + N_{2FIX}) - N_{ENTZUG} \cdot E_{RISK} \quad (4-5)$$

mit

- N_{MD} : mineralische N-Düngung zur aktuellen Kultur in kg Reinnährstoff pro ha
- N_{OD} : organischer Dünger in dt/ ha
- N_{2FIX} : kalkulatorische N_2 -Fixierung bei Leguminosen in kg/ ha
- N_{ENTZUG} : Stickstoffentzug durch die Ernteprodukte
- E_{RISK} : Ertragsunsicherheitskoeffizient als kulturabhängiger Faktor (Liste im Anhang)

Die Wertung und Wichtung der Einflussgrößen im zur Berechnung des Zielerreichungsgrads zeigt Tab. 4-9.

Tab. 4-9: Einflussgrößen, Zugehörigkeitsfunktionen und Wichtungen zur Berechnung des Zielerreichungsgrades Schutz des Grundwassers vor Nitratreintrag

<i>Einflussgröße</i>	<i>Zugehörigkeitsfunktion</i>	<i>Wichtungsfaktor</i>
N-Saldo nach Formel 4-5		1
N- Haltevermögen im Winter		0,5
Brutto N-Düngung		0,2

Der Zielerreichungsgrad der Anbauverfahren ergibt sich aus dem gewichteten Mittel der 3 Zugehörigkeitsfunktionen.

4.3.2 Methodik zur Grundwasserneubildung

4.3.2.1 Kalkulation des standörtlichen Grundwasserneubildungspotentials

Das standörtliche Grundwasserneubildungspotential wird mit dem Stickstoffverlagerungspotential hinreichend beschrieben. Die unter 5.1.1 beschriebene Methode wird auch zur Charakterisierung des Grundwasserneubildungsvermögens herangezogen.

4.3.2.2 Parameter der Landnutzung zur Charakterisierung des Grundwasserneubildungspotentials

Zur Analyse der Landnutzung im Untersuchungsraum hinsichtlich der Auswirkung auf die Grundwasserneubildung wurde das Kulturartenspektrum auf den unterschiedlichen Standortgruppen analysiert. Informationen zum Zwischenfruchtanbau waren nur lückenhaft vorhanden, so dass diesbezüglich keine Analyse erfolgen konnte.

4.3.2.3 Regelwerk zur Bewertung der Modellverfahren hinsichtlich ihres Beitrages zur Grundwasserneubildung

Die Beurteilung der Modellverfahren erfolgte aufgrund grundlegender Informationen zum Anbausystem. Herangezogen wurde die Anbaukultur und Information zu Zwischenfruchtanbau bzw. Untersaat. Die Wertzuweisung ist aus Tab. 4-10 zu entnehmen.

Tab. 4-10: Einschätzung des Zielerreichungsgrades der Anbauverfahren zum Erhalt einer hohen Grundwasserneubildung

Einflussgröße		Zielerreichungsgrad
Anbausystem	Sommerung oder Stilllegung	1
	Sommerung mit Zwischenfruchtanbau oder Untersaat	0,75
	Winterung oder Zwischenfrucht	0,5
	Mehrjähriger Futterbau oder Grünland	0

4.3.3 Methodik zum Schutz des Bodens vor Abtrag durch Wind

4.3.3.1 Abschätzung des standörtlichen Winderosionspotentials

Eine Abschätzung des standörtlichen Winderosionspotentials aufgrund von Informationen aus der MMK erfolgte durch LIEBEROTH et al. (1983), der von FRIELINGHAUS, (1994) überarbeitet wurde (Tab. 4-11).

Tab. 4-11: Bestimmung des standörtlichen Winderosionspotentials für Flächentypen und Bodenarten der D-Standorte auf der Basis der MMK nach FRIELINGHAUS (1994)

Bodensubstrat/ Nutzungstyp	Substratflächentyp (Schlüsselnummer nach MMK)	Hydromorphieflächentyp		
		Vorwiegend Sickerwasser	vorwiegend Stauanässe o. Grundwasser	vorwiegend Grundwasser o. extreme Stau- nässe
Vorwiegend Sand, Decksandlehm oder Sandlöß	1-5,22-27	stark	mittel	ohne
Tieflehm, Torf über Sand, Anmoor	6-10, 12, 13, 28-39, 41, 96, 97	mittel	mittel	ohne
Lehm, Lehmsand, Auenlehm	11, 14, 20, 21, 42, 43, 44	gering	gering	ohne
Grünland		ohne	ohne	ohne

4.3.3.2 Parameter zur Charakterisierung der nutzungsbedingten Winderosionsgefährdung

Zur Darstellung der nutzungsbedingten Winderosionsgefährdung im Untersuchungsraum wurde das Kulturartenspektrum betrachtet. Die Klassifikation des kulturartspezifischen Winderosionspotential wurde Tab. 4-12 entnommen.

Tab. 4-12: Klassifikation der Winderosionsanfälligkeit ackerbaulicher Anbaukulturen (nach Lehmann 1992)

<i>Kulturart</i>	<i>Winderosionsanfälligkeit</i>
Mais, Zuckerrübe, Lein, Erbsen	hoch
Sonnenblume, Kartoffeln, Sommergetreide, Lupine	mittel
Winterung, Stilllegung	niedrig

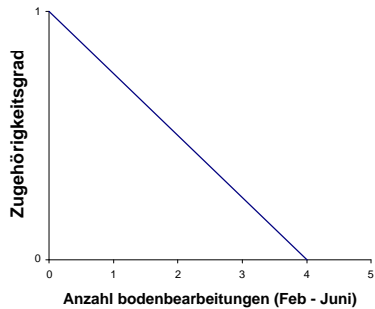
4.3.3.3 Beurteilung der Modellverfahren hinsichtlich des Schutzes vor Winderosion

Die Abschätzung des Zielerreichungsgrades zum Schutz des Abtrags durch Wind erfolgt unter Einbeziehung der Winderosionsanfälligkeit der Kulturart, Informationen zu Zwischenfruchtanbau, Untersaat und Pflugeinsatz, sowie über die Häufigkeit von Bodenbearbeitungen im Frühjahr (Februar bis Juni), wenn die Böden aufgrund der Witterungsverhältnisse besonders winderosionsanfällig sind (FUNK, 1995). Die Information zur Winderosionsanfälligkeit des Anbausystems wurde aus Tab. 4-12 entnommen.

Tab. 4-13: Matrix partieller Zielerreichungsgrad Winderosionsschutz

Kulturart	Zwischenfrucht oder Untersaat oder pfluglose Bestellung	
	ja	Nein
Winterung, Stilllegung	1	1
Sonnenblume, Kartoffeln, Sommergetreide, Lupine	0,75	0,5
Mais, Zuckerrübe, Lein, Erbsen	0,5	0

Tab. 4-14: Regelwerk zur Berechnung des Zielerreichungsgrades Schutz vor Winderosion

<i>Einflussgröße</i>	<i>Zugehörigkeitsfunktion</i>	<i>Wichtungsfaktor</i>
Partieller Zielerreichungsgrad Winderosionsschutz	entsprechend Tab. 4-13	1
Anzahl der Bodenbearbeitungsgänge zwischen Februar und Juni		0,5

4.3.4 Methodik zum Schutz des Bodens vor Abtrag durch Wasser

4.3.4.1 Standörtliches Wassererosionspotential

Die potentielle Erosionsneigung wurde in Abhängigkeit von Substratflächentyp und Hangneigungstyp auf der Grundlage der MMK Standortcharakterisierungen abgeschätzt (LIEBEROTH et al., 1983; überarbeiteter Ansatz von FRIELINGHAUS, 1994).

Tab. 4-15: Bestimmung der potentiellen Wassererosionsgefährdung für Flächentypen und Bodenarten der D-Standorte auf der Basis der MMK nach FRIELINGHAUS (1994)

Bodensubstrat	Substratflächentyp (Schlüsselnummer nach MMK)	Neigungsflächentyp						
		eben	flach	flach mit mäßig geneigten Anteilen	flach mit stark geneigten Anteilen	mäßig geneigt mit stark geneigten Anteilen	stark geneigt	sehr stark geneigt
Ton	18, 19	1	1	1	2	2	3	4
Sand	1, 2	1	1	2	2	3	4	5
Lehm und Schlufflehm	11, 14-17, 20	1	2	3	3	4	4	5
lehmige Sande und sandige Lehme	3-10, 12, 13, 21-27	1	2	3	4	4	5	5

- 1 sehr geringe Gefährdung
 2 geringe Gefährdung
 3 mäßige Gefährdung
 4 starke Gefährdung
 5 sehr starke Gefährdung

4.3.4.2 Parameter der Landnutzung zur Charakterisierung des Wassererosionspotentials

Zur Analyse der Wassererosionsgefährdung durch die Landnutzung im Untersuchungsraum wurde das Kulturartenspektrum auf den verschiedenen erosionsanfälligen Standorten verglichen. Daten zum Zwischenfruchtanbau und zur reduzierten Bodenbearbeitung waren nur unvollständig verfügbar, so dass auf eine detailliertere Analyse verzichtet werden musste.

4.3.4.3 Beurteilung der Modellverfahren hinsichtlich des Schutzes vor Wassererosion

Zur Beurteilung der Modellverfahren hinsichtlich des Schutzes vor Wassererosion wurde je ein Zielerreichungsgrad für Sommer- und Wintererosion berechnet. Die Wertzuweisung für den Zielerreichungsgrad für den Schutz vor Sommererosion erfolgte in Abhängigkeit von Bodenbearbeitung und Kulturart und ist Tab. 4-16 zu entnehmen.

Tab. 4-16: Zielerreichungsgrad Schutz vor Sommererosion

<i>Kulturart</i>	<i>Bodenbearbeitung und Bestellverfahren</i>	
	<i>Wendende Bodenbearbeitung</i>	<i>pfluglos oder Untersaat</i>
Getreide, Stilllegung, Grünland	1	1
Mais, Zuckerrüben, Körnerleguminosen, Hackfrüchte	0	0,5

Der Zugehörigkeitsgrad zum Schutz vor Wintererosion ergibt sich aus der Bodenbedeckung im Winter. Bei Winterungen errechnet sich der Zugehörigkeitsgrad aus dem Saattermin und der Häufigkeit von Überfahrungen nach der Aussaat im Winter (Tab. 4-17).

Tab. 4-17: Einflussgrößen, Zugehörigkeitsfunktionen und Wichtungen zur Berechnung des Zielerreichungsgrades Schutz vor Wintererosion bei Winterungen (Wintergetreide und Winterraps) bestimmen

<i>Einflussgröße</i>	<i>Zugehörigkeitsfunktion</i>	<i>Wichtungsfaktor</i>
Saattermin		1
Anzahl der Überfahrungen in den Fahrspuren im Winter		1

Tab. 4-18: Zielerreichungsgrade Schutz vor Wintererosion

<i>Kultur/ Vorfrucht</i>		<i>Bodenbearbeitung und Bestellverfahren</i>		
Kultur	Vorfrucht	Umbruch im Herbst	keine Bodenbearbeitung im Herbst	Zwischenfrucht
Sommerung	Blattfrucht	0,5	0	1
	Getreide	0,5	1	1
Winterung		Siehe Tab. 4-17		

Der Zielerreichungsgrad "Schutz vor Wassererosion" wird durch die Mittelwertbildung der Zugehörigkeitsgrade Sommererosion und Wintererosion berechnet (Tab. 4-19)

Tab. 4-19: Regeln zur Berechnung des Zielerreichungsgrades Schutz vor Wassererosion

<i>Indikator</i>	<i>Zugehörigkeitsfunktion</i>	<i>Wichtungsfaktor</i>
Schutz vor Sommererosion	Siehe Tab. 4-16	1
Schutz vor Wintererosion	Siehe Tab. 4-18	1

4.3.5 Methodik zur Analyse der Landnutzung hinsichtlich der Auswirkungen auf Rebhühner

4.3.5.1 Landschaftliches Potential für Rebhühner

Die Beurteilung des Potentials der untersuchten Agrarlandschaft für Rebhühner bedarf einer eingehenden Analyse der Biotopstrukturen. Dies würde den Rahmen der vorliegenden Arbeit sprengen. Es werden lediglich die Schlaggrößen und der Grenzlinienindex als zwei landschaftliche Parameter untersucht, die einen signifikanten *Einfluss* auf die Rebhuhndichten haben. Ein vereinfachter Grenzlinienindex wurde aus den Schlagkarten im GIS wie folgt berechnet:

$$\text{Grenzlinienindex} \left[\frac{\text{km}}{\text{km}^2} \right] = \frac{\text{Schlagumfang [km]}}{\text{Schlaggröße [km}^2\text{]}} \quad (4-6)$$

4.3.5.2 Parameter der Landnutzung zur Charakterisierung des Störungspotentials im Untersuchungsraum

Untersucht wurde die Häufigkeit der Störung der Rebhühner während des Brutgeschäfts in der Zeit von Mitte Mai bis Ende Juli. Neben Störungen durch Erntemaschinen wurde der Einsatz von Insektiziden und Geräten zur Unkrautkontrolle in dieser Zeit analysiert. Darüber hinaus wurde der Einsatz von Herbiziden analysiert, der einen Einfluss auf die Nahrungsverfügbarkeit für die Rebhühner hat.

4.3.5.3 Beurteilung der Modellverfahren hinsichtlich des Rebhuhnschutzes

Zur Abschätzung des Zielerreichungsgrades der Modellverfahren zum Erhalt einer überlebensfähigen Population des Rebhuhns werden Maschineneinsätze mit rotierenden Werkzeugen, der Stickstoffdüngereinsatz, der Herbizideinsatz und der Insektizideinsatz berücksichtigt. Im 1. Schritt wird das Störungspotential während der Aufzucht abgeschätzt. Es werden Mähdrusch und Erntearbeiten mit rotierenden Schneidwerkzeugen, sowie Insektizidbehandlungen zur Zeit der Brut und Jungenaufzucht berücksichtigt. Als relevanter Zeitraum wird nach HERRMANN (1997) die Brutzeit (Mai bis Anfang Juli) unter Berücksichtigung unscharfer Grenzen angenommen. Jedem Termin wird eine Störungswirkung entsprechend Abb. 4-4 zugeordnet.

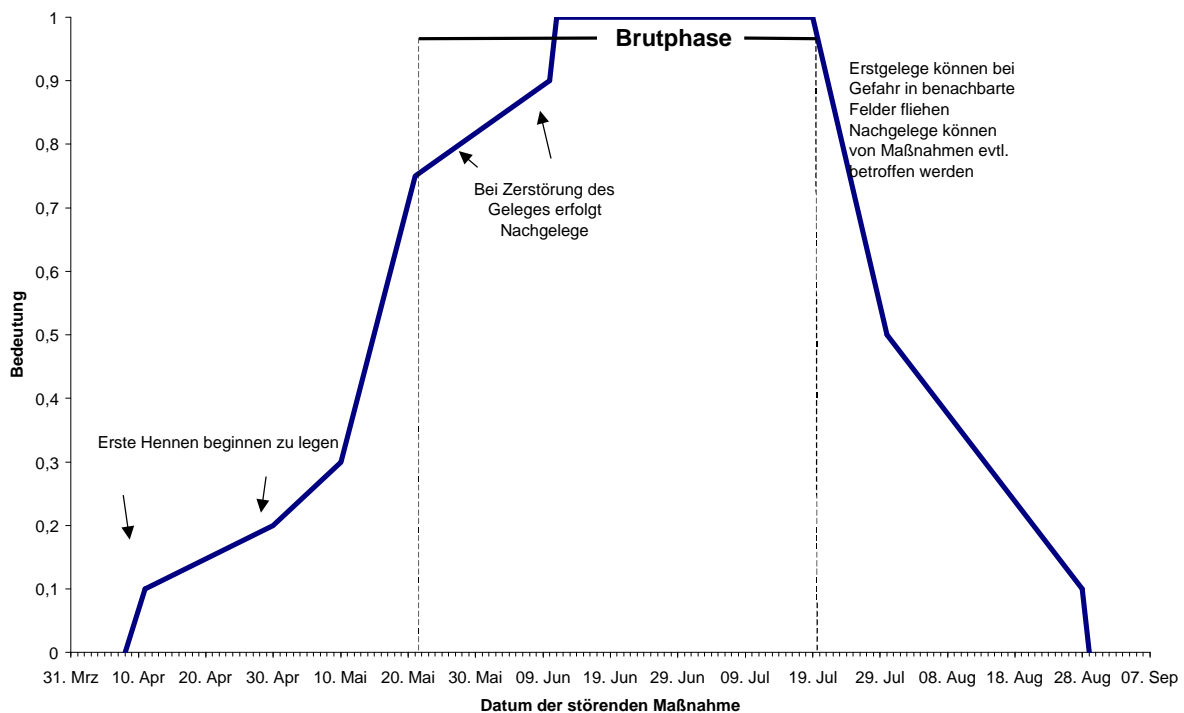


Abb. 4-4: Störungswirkung von Erntearbeiten und Insektizidbehandlungen in Abhängigkeit vom Termin der Durchführung (nach HERRMANN, 1997)

Für die betreffenden Maßnahmen wurde die Störungswahrscheinlichkeit (STR) nach Formel 4-7 berechnet. Da innerhalb der Modellverfahren jedem Arbeitsgang eine Zeitspanne zugeordnet ist, in der die Maßnahme stattfinden kann, wird die Störungswirkung der Maßnahmen durch den Mittelwert der Störungswirkungen über alle möglichen Termine ermittelt. Als zusätzlicher Faktor wird die Maßnahmenhäufigkeit hinzugezogen, da bestimmte Maßnahmen nur jedes 2. Jahr durchgeführt werden.

$$STR = \frac{\sum (\text{mögliche Bearbeitungstermine} \cdot \text{terminabhängiger Störungswirkung} \cdot MH)}{\text{Anzahl möglicher Bearbeitungstage}} \quad (4-7)$$

mit

STR: terminabhängige Störungswahrscheinlichkeit der pflanzenbaulichen Maßnahme

MH: Maßnahmenhäufigkeit (zeigt an wie häufig die Maßnahme durchgeführt wird)

Neben der direkte Störungswahrscheinlichkeit durch landwirtschaftliche Maschinen und Insektizide allgemeine Intensitätsparameter der Landwirtschaft in die Bewertung einbezogen worden, da diese die Habitatqualität und Futterverfügbarkeit für Rebhühner bestimmen. Im einzelnen sind Insektizideinsätze, Herbizideinsätze und der Stickstoffdüngungseinsatz für die Bewertung der Verfahren berücksichtigt worden. Die Verknüpfung der Indikatoren zeigt Tab. 4-20.

Tab. 4-20: Regelwerk zur Berechnung des Zielerreichungsgrades "Rebhuhnschutz"

<i>Einflussgröße</i>	<i>Zugehörigkeitsfunktion</i>	<i>Wichtungsfaktor</i>
Störungswahrscheinlichkeit während der Brut (Mitte April bis Mitte Juli) durch Striegel, Insektizide, Mähdrusch und Erntearbeiten mit rotierenden Schneidwerkzeugen	<p>The graph shows a linear relationship where the membership degree starts at 1 when the disturbance probability is 0 and reaches 0 when the disturbance probability is 1. The y-axis is labeled 'Zugehörigkeitsgrad' and the x-axis is labeled 'Störungswahrscheinlichkeit'.</p>	1
Anzahl der Herbizidbehandlungen	<p>The graph shows a linear relationship where the membership degree starts at 1 at 0 herbicide treatments and reaches 0 at 2 herbicide treatments. The y-axis is labeled 'Zugehörigkeitsgrad' and the x-axis is labeled 'Anzahl der Herbizideinsätze'.</p>	0,3
Anzahl der Insektizidbehandlungen gering	<p>The graph shows a linear relationship where the membership degree starts at 1 at 0 insecticide treatments and reaches 0 at 2 insecticide treatments. The y-axis is labeled 'Zugehörigkeitsgrad' and the x-axis is labeled 'Anzahl der Insektizideinsätze'.</p>	0,3
Brutto- N-Düngung	<p>The graph shows a membership degree of 1 for gross nitrogen fertilization up to 100 kg N/ha. Beyond 100 kg N/ha, the membership degree decreases linearly to 0 at 250 kg N/ha. The y-axis is labeled 'Zugehörigkeitsgrad' and the x-axis is labeled 'Brutto - N-Düngung [kg N/ ha]'.</p>	0,3

4.3.6 Methodik zur Analyse der Landnutzung hinsichtlich der Auswirkungen auf Amphibien

4.3.6.1 Landschaftliches Potential für Amphibien

Da sich die Amphibien während der Wanderungen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen aufhalten, wurden Schläge gekennzeichnet, bei denen mit Amphibienwanderungen gerechnet werden muss. Die Charakterisierung der Flächen erfolgte aufgrund der Anzahl von Laichgewässern pro Fläche.

Charakterisierung der Schläge nach Aufenthaltswahrscheinlichkeit für Amphibien nach (SCHNEEWEIß, 1997):

- I Schläge, die zwischen Laichgewässern und potentiellen Winterquartieren⁸ liegen. (Die Amphibien sind zu den Hauptmigrationszeiten Ende Februar bis Mitte Mai und Mitte August bis Ende September auf den landwirtschaftlichen Flächen anzutreffen)
- II Schläge, die mit mehr als 6 Stillgewässern pro 50 ha das ganze Jahr (Ende Februar bis Ende September) über Habitat für Amphibien sind.
- 0 Schläge, die nicht vorrangig von Amphibien genutzt werden.

4.3.6.2 Parameter der Landnutzung zur Charakterisierung des amphibienspezifischen Störungspotentials landwirtschaftlicher Anbauverfahren

Die Analyse beschränkt sich auf Gefährdungen, die den Amphibien während der Wanderung über landwirtschaftlichen Nutzflächen entstehen. Da die Amphibien während der Migrationszeiten zum Teil große Strecken über Ackerflächen zurücklegen, ist hier ein besonderes Gefährdungspotential für die Amphibien zu sehen (SCHNEEWEIß & SCHNEEWEIß, 1997; BERGER & KRETSCHMER, 1997). Zur Kennzeichnung des Potentials, mit der Amphibien durch landwirtschaftliche Maßnahmen geschädigt werden können, wurden die Zeitpunkte störender landwirtschaftlicher Maßnahmen mit den Zeitpunkten der Amphibienwanderung verglichen. Für diesen Zweck wurde Daten über Amphibienfänge von SCHNEEWEIß (1998) verwendet. Die Amphibienan- und Abwanderung wurde an 15 Kleingewässern innerhalb des Untersuchungsraums in den Jahren 1996 und 1997 ermittelt. Es gingen nur die landwirtschaftlichen Maßnahmen in dem Vergleich ein, die die Amphibien nachhaltig schädigen. Dazu zählen die intensiven Bodenbearbeitung (Pflug, Fräse, etc.) und das Ausbringen von leicht löslichen, ätzenden Mineraldünger sowie fischgiftigen Pflanzenschutzmitteln.

Zur Abbildung des Störungspotentials der Anbauverfahren wurde die relative Wanderungsaktivität tagweise für jede Amphibienart zur Anwanderung im Frühjahr und zur Abwanderung im Spätsommer berechnet. Für jedes Produktionsverfahren wurde der prozentuale Anteil der Tiere einer Art berechnet, der an den Tagen unterwegs war, als störende landwirt-

⁸potentielle Winterquartiere stellen Gärten oder Gehölze > 1000 m² dar

schaftliche Maßnahmen ausgeführt wurden. Da die Tiere im Spätsommer zu den Winterquartieren und im Frühjahr wieder zu den Laichplätzen migrieren, passieren sie die landwirtschaftlichen Flächen mindestens zweimal pro Jahr. Daher wurde die Wahrscheinlichkeit, während des Herbstes mit einer landwirtschaftlichen Maßnahme zusammenzutreffen mit der Wahrscheinlichkeit des Zusammentreffens im Frühjahr addiert. Theoretisch kann ein Produktionsverfahren zwischen 0 % und 200 %⁹ der Tiere durch landwirtschaftliche Maßnahmen stören.

$$rWA(\text{Tag}, \text{Amphibienart}) = \frac{\text{wandernde Tiere}_{\text{Tag}, \text{Amphibienart}}}{\text{letzterTag} \sum_{i=1. \text{Tag}} (\text{wandernde Tiere}_i)} \quad (4-8)$$

$$STA_{LN}(\text{Kultur}, \text{Amphibienart}) = \sum_{i=TM_1}^{i=TM_n} rWA(\text{TAG}) \quad (4-9)$$

Mit

rWA (Tag, Amphibienart): relative Wanderungsaktivität in Abhängigkeit von Tag und Amphibienart

STA_{LN}(Kultur, Amphibienart): Störungspotential eines Anbauverfahrens in Abhängigkeit von Amphibienart

TM_i: Termin einer amphibienschädigenden Maßnahme i

4.3.6.3 Beurteilung der Modellverfahren hinsichtlich des Amphibienschutz

Die Beurteilung der Modellverfahren hinsichtlich des Amphibienschutzes wird in Abhängigkeit von der Störungshäufigkeit mit amphibienschädigenden Arbeitsgängen in den Zeiten der Migration vorgenommen. Als Migrationszeiträume werden unter Berücksichtigung unscharfer Grenzen der 20.8. bis 20.9. bzw. 1.3. bis 20.5. angenommen (Abb. 4-5).

Für die modellhafte Betrachtungsweise wurde für jede störungsrelevante Maßnahme, ähnlich wie für die Rebhühner, eine Störungswahrscheinlichkeit (STA_{Modell}) berechnet, die die zeitliche Überlappung der landwirtschaftlichen Maßnahme mit der Amphibienwanderung anzeigt (Formel 4-10). Als störende Maßnahmen wurden Mineraldüngergaben, intensive Bodenbearbeitung und die Applikation fischgiftiger oder ätzender Pflanzenschutzmittel angenommen.

$$STA_{Modell} = \frac{\sum (\text{mögliche Bearbeitungstermine} \cdot \text{terminabhängiger Störungswirkung} \cdot MH)}{\text{Anzahl möglicher Bearbeitungstage}} \quad (4-10)$$

Für jedes Verfahren ergibt sich aus der Summe der Störungswahrscheinlichkeiten eine Störungshäufigkeit, die entsprechend dem Verletzungsrisiko unterschiedlich gewichtet wurde. Tab. 4-21 zeigt die Zusammenstellung der Regeln, die zu den Bewertungen der Modellverfahren

⁹200% wenn alle Tiere im Herbst und die selben Tiere wieder im Frühjahr gestört würden

ren führt. Die dargestellten Wichtungen stellen die Bedeutung der Einflussgrößen für die Amphibien dar.

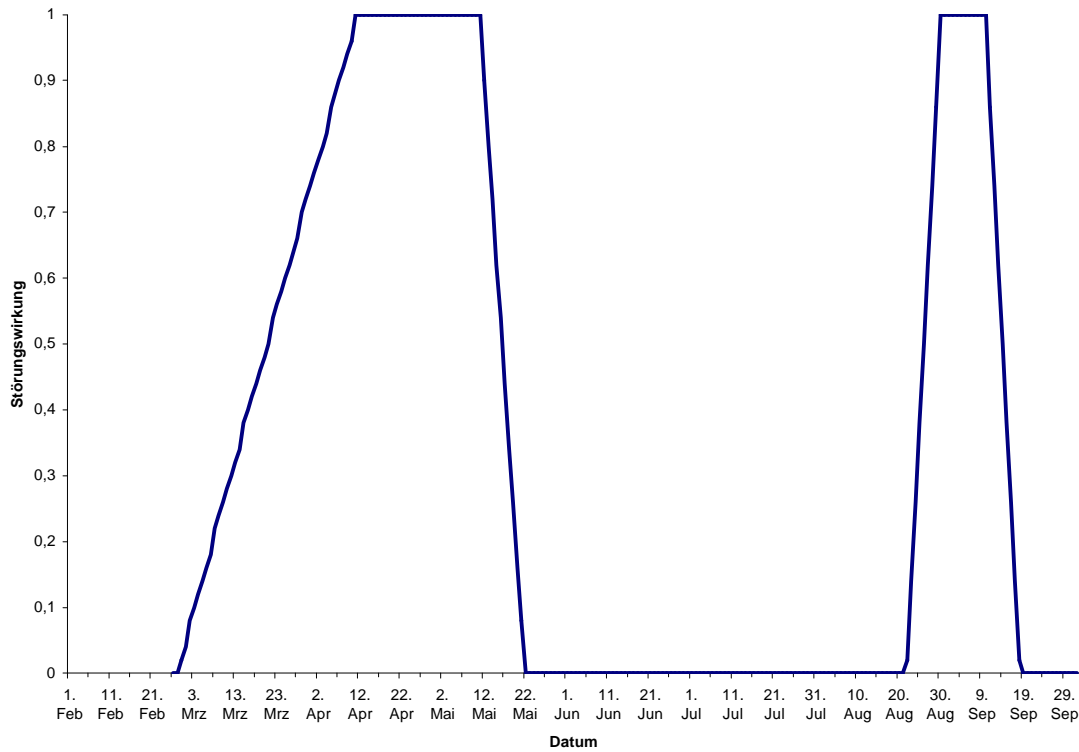


Abb. 4-5: Störungswirkung amphibienrelevanter Maßnahmen in Abhängigkeit vom Termin der Durchführung auf Flächen, die während der Migration überquert werden

Tab. 4-21: Regelwerk zur Berechnung des Zielerreichungsgrades "Amphibienschutz"

<i>Einflussgröße</i>	<i>Zugehörigkeitsfunktion</i>	<i>Wichtungsfaktor</i>
Störungshäufigkeit durch Maschineneinsätze während Hauptwanderzeiten im Frühjahr und Herbst		1
Störungshäufigkeit durch Mineraldüngergaben während Hauptwanderzeiten im Frühjahr und Herbst		0,9
Störungshäufigkeit durch Pflanzenschutzmittel während Hauptwanderzeiten im Frühjahr und Herbst		0,3

4.3.7 Methodik zur Analyse der Landnutzung hinsichtlich der Auswirkungen Kraniche (*Grus grus*)

4.3.7.1 Erfassung des landschaftlichen Potentials für Kraniche

Das landschaftliche Potential für Kraniche wurde nicht erfasst

4.3.7.2 Bedeutung der landwirtschaftlichen Landnutzung im Untersuchungsraum für Kraniche

Die Analyse Bedeutung der landwirtschaftlichen Landnutzung für den Kranich im Untersuchungsraum wurde im Rahmen einer Dissertation erarbeitet. Zur Zeit der Fertigstellung der vorliegenden Arbeit lagen noch keine verwendbaren Ergebnisse vor.

4.3.7.3 Beurteilung der Modellverfahren hinsichtlich des Kranichschutzes

Zur Beurteilung der Modellverfahren hinsichtlich des Kranichschutzes werden die mit der angebauten Kultur verbundenen Ernterückstände, die Verfügbarkeit der Ernterückstände und die Störungen zur Zeit der Rast der Tiere in der Agrarlandschaft berücksichtigt. Eine Einschätzung der Futtergrundlage nach Kulturarten zeigt Tab. 4-22.

Tab. 4-22: Klassifikation der Ernterückstände verschiedener Kulturarten nach der Nutzbarkeit für Kraniche nach WILKENING (1998)

	<i>Kulturart</i>	<i>partieller Zielerreichungsgrad Futtergrundlage</i>
Ernterückstände bieten gute Futtergrundlage	Mais Sonnenblumen Erbsen	1
mäßig gute Futtergrundlage	Sommergerste Sommerweizen Winterweizen Wintergerste Winterroggen Triticale Hafer Speisekartoffeln Zuckerrüben	0,5
schlechte Futtergrundlage	Klee gras Stilllegung Winterraps Öllein Gelblupinen Luzerne	0

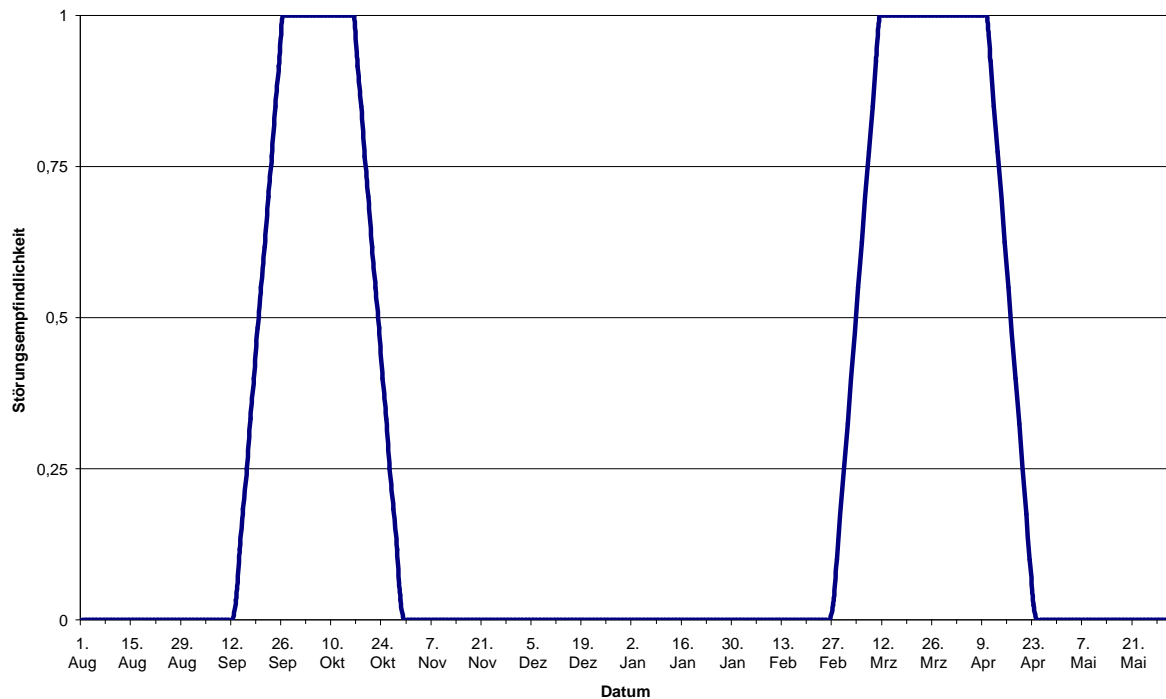


Abb. 4-6: Störungsempfindlichkeit der Kraniche auf landwirtschaftlich genutzten Flächen zu Zeiten der Rast (1: hohe Störungsempfindlichkeit, 0 keine Störungsempfindlichkeit) nach WILKENING (1998)

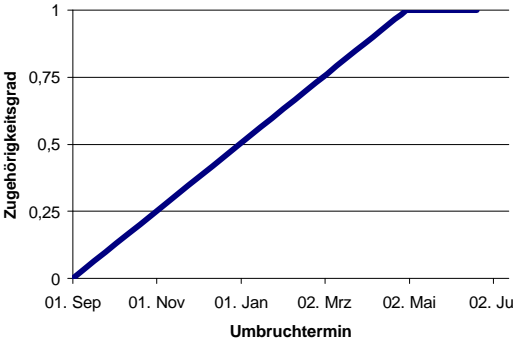
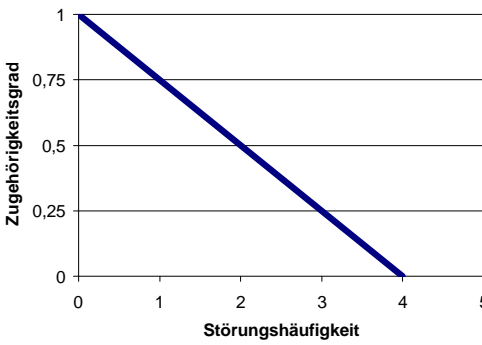
Der störungsempfindliche Zeitraum während der Rast der Kraniche ist im September bis Oktober und Ende Februar bis Mitte April (Abb. 4-6).

Wie für Amphibien und Rebhühner wurde für die Kraniche eine Störungswahrscheinlichkeit STK_{Modell} berechnet, die die Wahrscheinlichkeit der zeitlichen Überlappung der störenden landwirtschaftlichen Maßnahme und der störungsempfindlichen Rastzeiten der Kraniche anzeigt.

$$STK_{\text{Modell}} = \frac{\sum (\text{mögliche Bearbeitungstermine} \cdot \text{terminabhängiger Störungswirkung} \cdot MH)}{\text{Anzahl möglicher Bearbeitungstage}} \quad (4-11)$$

Die Summe der Störungswahrscheinlichkeiten (STK_{Modell}) über ein Anbauverfahren kann als Störungshäufigkeit aufgefasst werden. Tab. 4-23 zeigt die Zusammenstellung der Regeln, die zur Bewertung der Modellverfahren führt.

Tab. 4-23: Regelwerk zur Berechnung des Zielerreichungsgrades "Verbesserung der Habitatbedingungen für den Kranich"

<i>Einflussgröße</i>	<i>Zugehörigkeitsfunktion</i>	<i>Wichtungsfaktor</i>
Futtergrundlage durch Erntenebenprodukte	Klassifikation der Kulturen entsprechend Tab. 4-22	1
Umbruchtermin der Vorfrucht		0,8
Störungshäufigkeit (STK) während der Rastzeiten der Kraniche entsprechend Formel 4-11.		0,8

5 Ergebnisse und Diskussion der einzelnen Umweltqualitätsziele

Die Ergebnisse sind wie die Methoden nach Umweltqualitätszielen geordnet. Die sich aus den in Kapitel 4 vorgestellten Methoden ergebenden Standortqualitäten im Untersuchungsraum sind in den Kapiteln 5.x.1 dargestellt. In den Kapiteln 5.x.2 sind die Ergebnisse der Analyse der Landnutzung im Untersuchungsraum durch Datenauswertung von 20 Betrieben dargestellt und analysiert. In den Kapiteln 5.x.3 sind die Bewertungsergebnisse der Modellverfahren dargestellt.

5.1 Eignungsbewertung hinsichtlich Schutz des Grundwassers vor Stickstoffeintrag

5.1.1 Standörtliches N-Verlagerungspotential im Untersuchungsraum

Das Standörtliche Verlagerungspotential wurde als Austauschhäufigkeit, wie in 4.1.1 beschrieben, berechnet. Tab. 5-1 zeigt die Austauschhäufigkeiten für verschiedenen Standorttypen. Als Vergleichsmaßstab ist die Bewertung der Austauschhäufigkeit (Verlagerungsrisiko) durch die DBG (1992) angeführt.

Tab. 5-1: Austauschhäufigkeit und Bewertung des Verlagerungsrisikos der verschiedenen Standorttypen im Untersuchungsraum

<i>Standorttyp nach MMK</i>	<i>Austauschhäufigkeit</i>	<i>Verlagerungsrisiko nach DBG (1992)</i>	<i>Anteil der Standorttypen an den untersuchten Flächen in %</i>
D1a	1,53	groß	4%
D2a	0,99	mittel	10%
D2b	0,77	gering	1%
D3a	0,58	sehr gering	11%
D3b	0,45		0%
D4a	0,46		8%
D4b	0,36		0%
D5a	0,45		31%
D5b	0,35		21%
D6a	0,34		5%
D6b	0,26		0%
Moor	0		9%

Die Bewertung der Austauschhäufigkeit nach DBG (1992) zeigt überraschend geringe Austragsrisiken selbst für die leichten Standorte. Die vergleichsweise geringe Sickerwasserbildung hängt eher mit den geringen Niederschlägen in der Region als mit der Wasserhaltefähigkeit der Böden zusammen. Aufgrund der hohen Variationskoeffizienten für die Niederschläge und Evapotranspiration (vgl. Kapitel 4.1.1) muss im Einzeljahr mit deutlich größeren

Verlagerungsrisiken gerechnet werden. Bei alleiniger Verwendung der Mittelwerte für die Kalkulation des Austrags wird dieses Risiko nicht berücksichtigt.

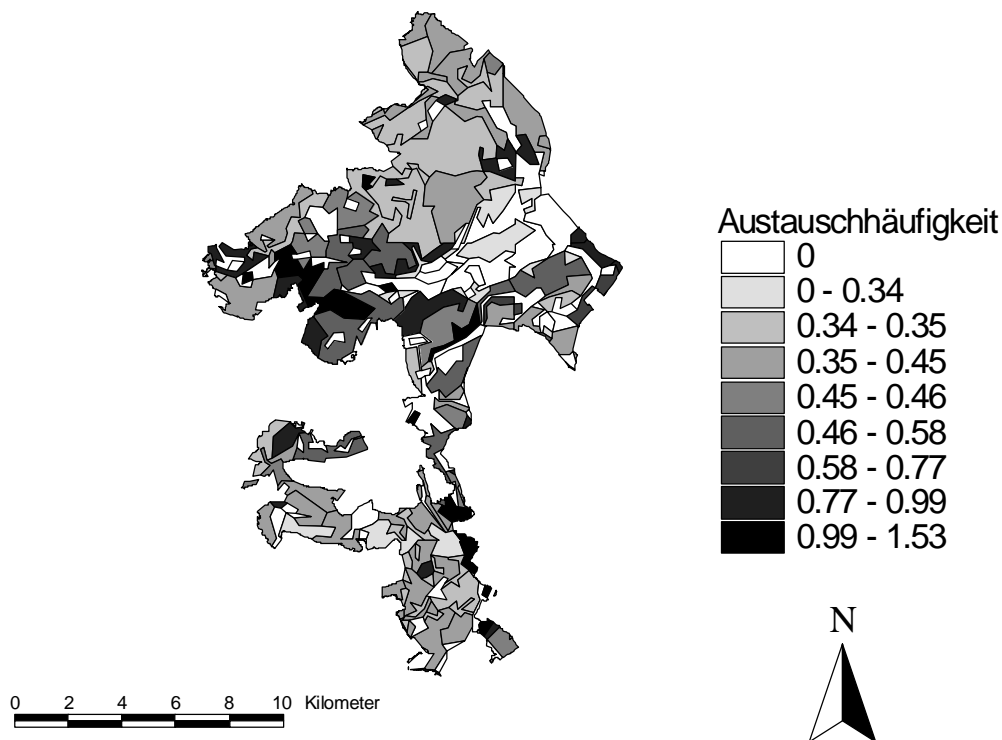


Abb. 5-1: N-Austauschhäufigkeit im Untersuchungsraum in Abhängigkeit vom Substattyp entsprechend Tab. 5-1

Die räumliche Verteilung des N-Austragspotentials zeigt Abb. 5-1.

Mit Hilfe der MMK-Daten kann die kleinräumigen Heterogenität des Substrates nicht abgebildet werden, die innerhalb eines Schlages kleinräumig wechselt, so dass eine einheitliche Bewirtschaftung, die die Bodenverhältnisse berücksichtigt, erschwert ist. MICHEL (1998) untersuchte die Heterogenitäten verschiedener Standorttypen im Untersuchungsraum. Dabei erwiesen sich die D1- und D2-Standorte als deutlich heterogener als die übrigen.

5.1.2 Analyse der Landnutzungspraxis im Untersuchungsraum - Stickstoff

5.1.2.1 Stickstoffdüngepaxis im Untersuchungsraum

Tab. 5-2 gibt einen Überblick über die durchschnittliche Bruttodüngung zu den wichtigen Kulturpflanzen im Untersuchungsraum. Im Anhang ist das Verhältnis von Düngung zu Ertrag als xy - Grafik mit Kennzeichnung der N-Salden dargestellt. Die durchschnittlichen N-Salden bewegen sich je nach Kultur zwischen -4 und 91 kg N/ha. Niedrige N-Salden sind insbesondere bei Kulturen gefunden worden, bei denen ein zu hohes Angebot an Stickstoff zu pflanzenbaulichen bzw. qualitativen Problemen führen kann. Dies ist bei Sommergerste der Fall, wenn sie als Braugerste verkauft werden soll. Zu hohe Proteingehalte führen hier zu Preisein-

bußen. Bei Sonnenblumen kann ein zu hohes Stickstoffangebot zu einer verspäteten Abreife führen und so die Ernte der in Brandenburg als Risikokultur angesehenen Sonnenblumen insgesamt gefährden. Bei Zuckerrüben kann ein zu hohes Stickstoffangebot zu unerwünschten Verbindungen im Rübenkörper führen, die die Zuckerausbeute negativ beeinflussen und somit den Erlös schmälern (GEISLER, 1988). Daher werden in der Regel moderate Stickstoffdüngemengen empfohlen. Die Vergleichsweise hohen N-Salden, die hier bei Zuckerrüben gefunden wurden, sind möglicherweise auf die verhältnismäßig niedrigen Erträge zurückzuführen.

Tab. 5-2: Durchschnittliche Düngung, Ertrag und Düngungsüberschuss wichtiger landwirtschaftlicher Kulturpflanzen im Untersuchungsraum (Daten von 19 Betrieben 1995 bis 1997)

<i>Kultur</i>	<i>n</i>	<i>durchschnittlicher Ertrag (dt/ha)</i>	<i>durchschnittliche N-Düngung (kg N/ha)</i>	<i>Entzug¹⁰ (kg/ ha)</i>	<i>Saldo (kg N/ ha)</i>
Hafer	21	41	83	61	22
Öllein	8	13	62	46	17
Silomais	45	337	153	135	18
Sommergerste	52	44	71	75	-4
Sommerraps	8	18	152	61	91
Sommerweizen	2	50	93	76	17
Sonnenblumen	16	13	52	36	16
Triticale	54	49	115	89	26
Wintergerste	83	55	117	94	23
Winterraps	63	26	157	87	70
Winterroggen	103	53	108	80	28
Winterweizen	170	54	130	97	33
Zuckerrüben	31	341	134	61	73

Aufgrund des geringen Viehbesatzes im Untersuchungsraum wurden in den Jahren 1995 bis 1997 nur 5 - 6 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche mit organischem Düng versorgt. Der Mist wird im Spätsommer oder im Herbst, vereinzelt auch im Frühjahr zu den Kulturen Silomais, Zucker- und Futterrübe, Kartoffeln und in einem Fall zu Winterraps gegeben. Der Flüssigdüng wird vielfach auf die Stoppel gegeben. Danach werden in der Regel Wintergetreide angebaut (Winterraps, Winterroggen, Triticale). Teilweise wurde die Gülle auch im Winter oder Frühling vor dem Anbau von Silomais oder Zuckerrüben ausgebracht.

¹⁰nur Hauptprodukt (Nährstoffentzüge nach Richtwerten des Landes Brandenburg (MELF, 1997))

5.1.2.2 Verfahrensbedingtes Stickstoffauswaschungspotential

Das verfahrensbedingte Stickstoffauswaschungspotential wurde wie in 5.1.2 beschrieben schlagspezifisch berechnet. Das durchschnittliche N-Austragspotential betrug im Mittel über alle Kulturen, für die Angaben zur Düngung und zur Ernte vorhanden waren 25 kg N/ha. Es unterschied sich nicht signifikant in den Jahren 1995 bis 1997. Insgesamt wurden 732 Einzel- daten errechnet.

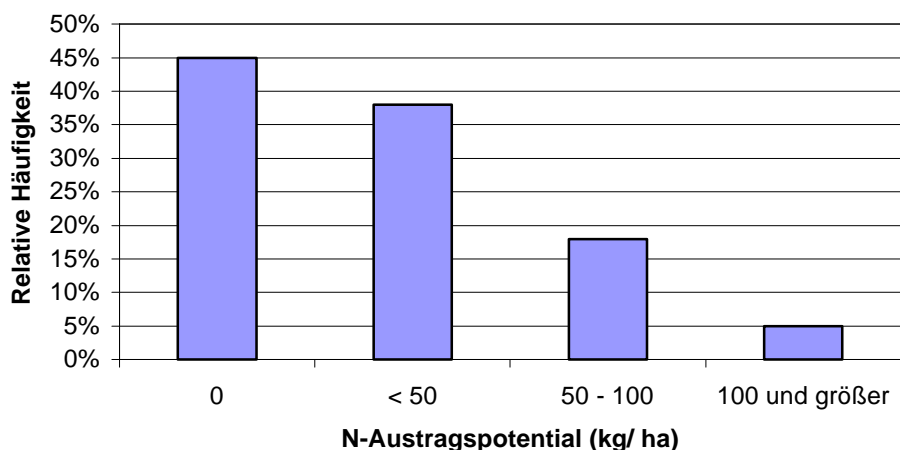


Abb. 5-2: Häufigkeit unterschiedlicher Austragspotentiale

Abb. 5-2 zeigt, dass in 45% aller Fälle kein Austragspotential festgestellt wurde. Knapp 40% der Werte liegen zwischen 0 und 50 kg/ ha. In 18% der Fälle liegt der Wert über 50 kg N/ ha. Nur in 5% aller Fälle wurde ein Auswaschungspotential von 100 kg N/ha und mehr berechnet. Bei der Analyse des Stickstoffauswaschungspotentials sind die Kulturart und einzelne Verfahrensschritte als Streuungsursache zu vermuten. Da es für die einzelnen Betriebe teilweise nur sehr wenige Wiederholungen für die einzelnen Kulturarten gab, bot es sich an, Gruppen von Betrieben zu vergleichen. Für diesen Zweck wurden 2 Gruppen entsprechend Tab. 5-3 gebildet.

Tab. 5-3: Analyisierte Gruppen von Betrieben

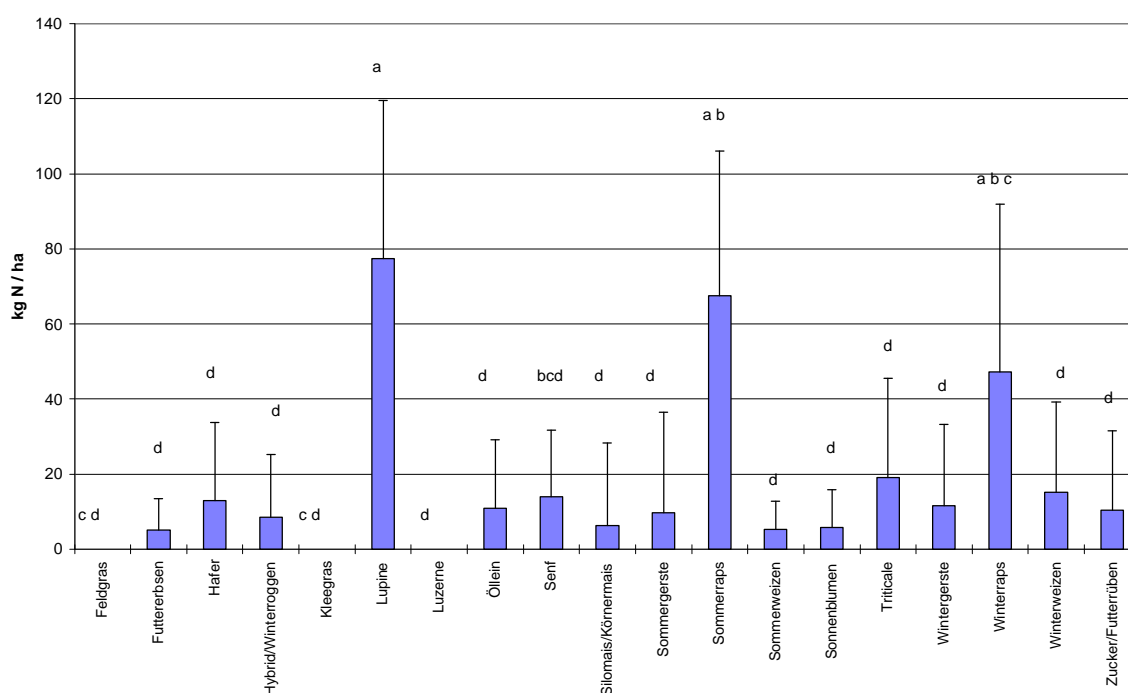
<i>Analyisierte Gruppen</i>	<i>Anzahl der analysierten Betriebe</i>
Gruppe viehlose Betriebe: Viehlose Betriebe incl. flächenunabhängige Tierproduktion (1 Betrieb)	6
Gruppe viehhaltender Betriebe: Betriebe mit flächenabhängiger Tierproduktion (Rinder, Schafe) oder flächenunabhängiger Tierproduktion (Schweine (1))	13

Mit Hilfe der Varianzanalyse konnten die Anbaukulturen als statistisch gesicherte Streuungs- ursache nachgewiesen werden. Zwischen den gewählten Betriebstypen gab es keine signifi- kanten Unterschiede.

Tab. 5-4: Streuungsursachen des N-Austragspotentials (Varianzanalyse, N-Austrag, alle Kulturen, Betriebstypen)

Hauptwirkungen	Irrtumswahrscheinlichkeit	Signifikanzniveau
Kultur	$p < 0,001$	***
Betriebstyp	$p < 0,463$	n. s.
Wechselwirkungen		
Kultur * Betriebstyp	$p < 0,490$	n. s.

Die Unterschiede zwischen den einzelnen Kulturen ließen sich mit dem *Tuckey Test* absichern. Abb. 5-3 zeigt die Unterschiede zwischen den Kulturen:

**Abb. 5-3: N-Austragspotential nach Kulturen in kg N pro ha und Jahr (mit Standardabweichung und statistisch unterscheidbaren Gruppen)**

Die statistisch abzusichernden Unterschiede sind zu einem hohen Maß von dem Stichprobenumfang für die einzelnen Kulturen abhängig. Es zeigt sich allerdings, dass der N-Austrag von Lupine und Raps im Vergleich zu dem meisten anderen Kulturen signifikant höher ist.

Um die Bedeutung einzelner Kulturen für die unterschiedlichen Betriebe deutlicher analysieren zu können, wurde eine Auswertung auf bestimmte Kulturen und Betriebe beschränkt, so dass fehlende Zellenbesetzungen vermieden wurden. Für diese Analyse wurden die fünf Betriebe ausgewählt, die Silomais, Triticale, Wintergerste, Winterroggen, Winterweizen und Zuckerrüben (Betriebe B,E, I, J, K) anbauten. In der Varianzanalyse zeigten sich sowohl für die Hauptwirkungen, als auch für die Wechselwirkungen signifikante Unterschiede:

Tab. 5-5: Streuungsursachen des N-Austragspotentials (Varianzanalyse mit ausgewählten Kulturen und ausgewählten Betrieben)

<i>Hauptwirkungen</i>	<i>Irrtumswahrscheinlichkeit</i>	<i>Signifikanzniveau</i>
Kultur	p<0,001	***
Betrieb	p<0,001	***
Wechselwirkungen		
Kultur*Betriebstyp	p<0,031	*

Aufgrund der signifikanten Wechselwirkungen müssen die Unterschiede zwischen den Kulturen für die einzelnen Betriebe getrennt diskutiert werden. Tab. 30 zeigt die Unterschiede in Abhängigkeit von den Betrieben.

Tab. 5-6: Mittlerer N-Austrag bei verschiedenen Kulturen und unterschiedlichen Betrieben (kg N/ ha)

<i>Kulturart</i>	<i>Betriebe</i>				
	<i>B</i>	<i>E</i>	<i>I</i>	<i>J</i>	<i>K</i>
Hybrid/Winterroggen	9	8	12	6	5
Silomais/Körnermais	10	0	0	0	22
Triticale	24	43	8	3	30
Wintergerste	3	26	4	3	0
Winterraps	45	49	22	15	24
Winterweizen	13	18	6	2	6
Zucker/Futterrüben	0	9	0	1	15

Die Wechselwirkungen beruhen zum einen darauf, dass beim Silomais in einigen Betrieben geringe bis keine Austräge berechnet wurden, in anderen Betrieben sind allerdings hohe Austräge berechnet worden. Ähnliche Wechselwirkungen sind bei Wintergerste und Triticale zu bemerken.

Ein Zusammenhang zwischen dem berechneten N-Austrag und dem standörtlichen Austragspotential konnte nicht festgestellt werden. Auf eine Darstellung des N-Austragspotentials in Abhängigkeit vom standörtlichen Potential kann daher verzichtet werden.

5.1.2.3 Sensitivitätsanalyse

Die Sensitivitätsanalyse zeigt die Empfindlichkeit des Modells gegenüber Veränderungen einzelner Parameter beziehungsweise Eingabegrößen.

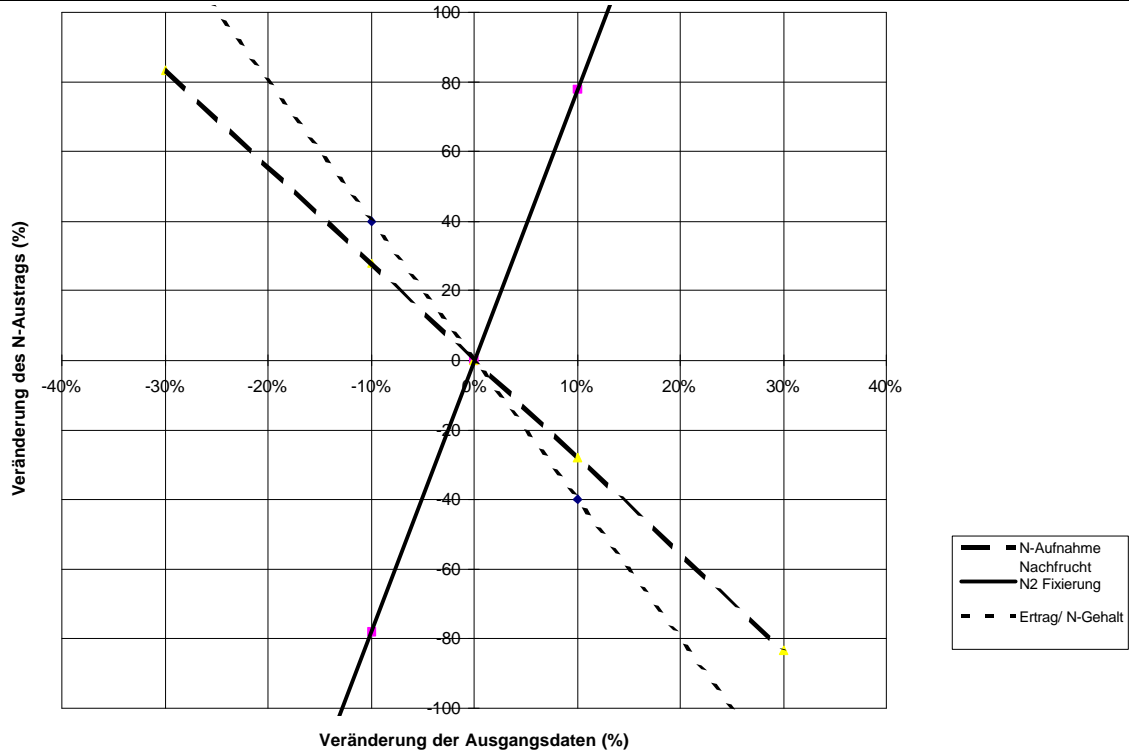


Abb. 5-4: Sensitivität des N-Austragspotentials bei Lupine auf die Variation verschiedener Einflussgrößen

Es zeigt sich, dass die Schätzung der N_2 -Fixierungsleistung den größten Einfluss auf den geschätzten N-Austrag hat. Bei einer Änderung der Ausgangsdaten um 10% ändert sich der geschätzte N-Austrag um 80%. Als zweitwichtigste Größe, die den N-Austrag bestimmt, zeigt sich der Ertrag, bzw. N-Gehalt der Ernteprodukte. Die N-Aufnahme der Nachfrucht hat den geringsten Einfluss auf des N-Austrag.

5.1.3 Bewertungsergebnisse der Modellverfahren - Stickstoffaustrag

Die Ergebnisse der Bewertung der Modellverfahren hinsichtlich des Stickstoffaustragspotentials zeigt Abb. 5-5.

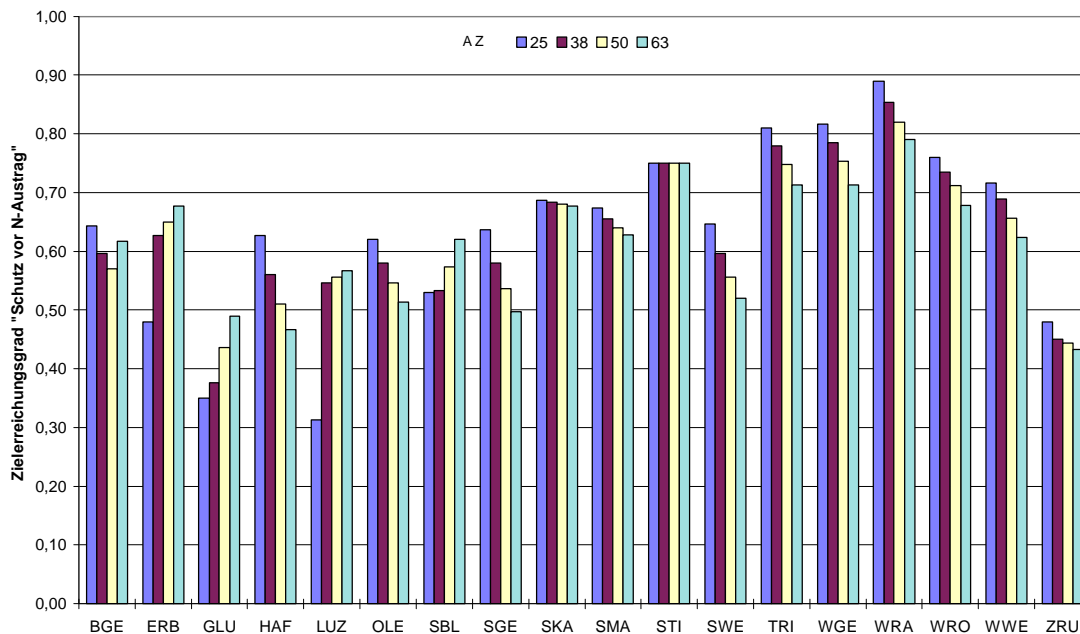


Abb. 5-5: Zielerreichungsgrade Schutz vor N-Austrag der Modellverfahren

Niedrige Zielerreichungsgrade, also hohe N-Austragspotentiale, sind insbesondere bei der Lupine, teilweise bei der Luzerne und bei Zuckerrüben zu verzeichnen. Die anderen Kulturen sind eher moderat bewertet worden. Wie in Kapitel 4.1.3 dargelegt, gehen die Bewertungen auf den berechneten Stickstoffsaldo, die Stickstoffdüngemenge und das N-Haltevermögen im Herbst zurück. Einen Überblick über N-Salden der Modellverfahren liefert Abb. 5-6. Da die Düngung der Modellverfahren nach dem Entzug der Pflanze definiert wurde, berechnet sich der Stickstoffsaldo aus dem nicht geernteten Erntenebenprodukt. Dies ist in Abhängigkeit von der Kulturart unterschiedlich und nimmt mit zunehmendem Ertragspotential zu.

Entsprechend nimmt mit steigender Ackerzahl der Zielerreichungsgrad „Schutz vor Stickstoffaustrag“ ab. Ausnahmen von dieser Regel treffen auf die Leguminosenarten Lupine (GLU), Erbse (ERB), Luzerne (LUZ) sowie auf Braugerste (BGE) und Sonnenblume (SBL) zu. Bei den Leguminosen liegt die Ursache für die umgekehrten Bewertungen in der Annahme, dass die N_2 -Fixierung unabhängig vom Ertrag ist. Die angenommene N_2 -Fixierung ist entscheidend für den Stickstoffaustrag (vgl. Sensitivitätsanalyse in Kapitel 4.1.2). Bei Lupinen und Luzerne, bei denen von pauschal von 140 kg, bzw. 220 kg Stickstofffixierungsleistung der Rhizobien ausgegangen wird, entsteht bei der Bilanzierung in Abhängigkeit vom standörtlichen Potential ein mehr oder weniger großer Stickstoffüberschuss, der zu der schlechten Bewertung führt. Bei Erbsen wurde nur von 75 kg Stickstofffixierung ausgegangen, entsprechend sind die Erbsen besser bewertet worden.

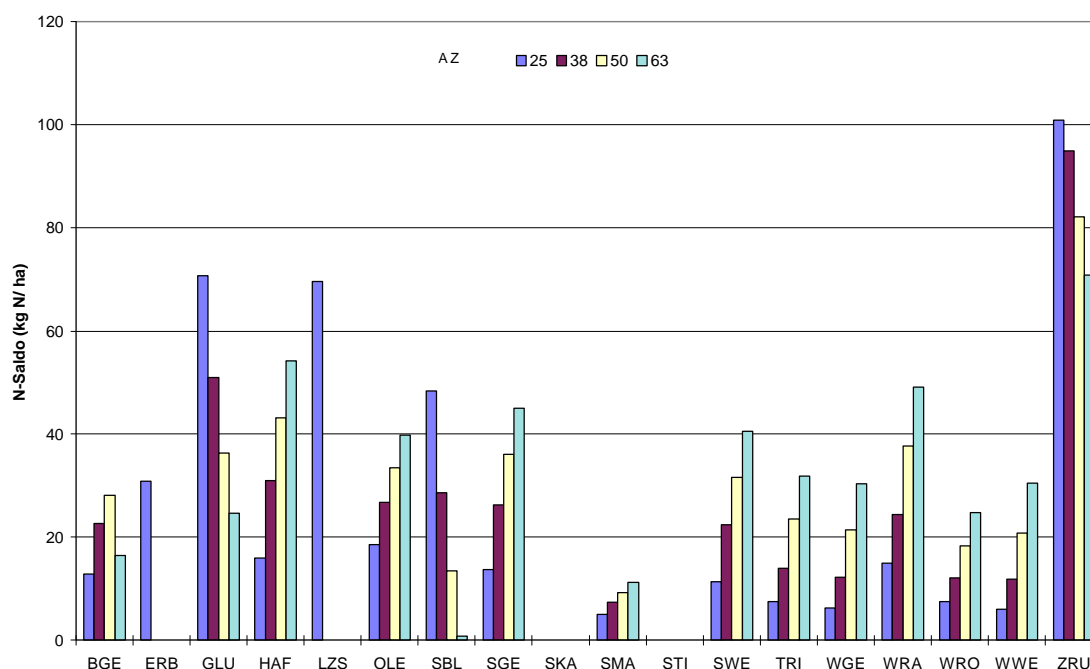


Abb. 5-6: N-Salden der Modellverfahren (Standardverfahren) in Abhängigkeit von Kulturart und Ackerzahl (AZ)

Bei Sonnenblume und Braugerste sind in der Düngung der Kulturen Obergrenzen der Düngung von 75kg N/ha (Braugerste) bzw. 80 kg N/ha (Sonnenblume) angenommen worden. Auf Standorten mit höherer Ackerzahl wird demnach ein höherer Ertrag und somit Entzug bei gleichbleibender Düngung angenommen. Die Wintergetreidearten und Winterraps wurden am besten bewertet. Dies liegt an dem N-Haltevermögen der Kulturen im Winter.

Für die meisten Sommerkulturen wurden Verfahren mit Zwischenfrucht definiert. Die Bedeutung des Zwischenfruchtanbaus der Verfahren zeigt Abb. 5-7.

Es zeigt sich, dass Verfahren mit Zwischenfruchtanbau deutlich besser bewertet wurden als die Standardverfahren. Die bessere Bewertung erfolgte aufgrund des höheren Stickstoffhaltevermögens der Zwischenfrucht gegenüber dem offen gehaltenen Boden (vgl. Kapitel 5.1.3). Die Stärke des Einflusses des Zwischenfruchtanbaus auf das Bewertungsergebnis ist durch die Wichtungsfaktoren in Tab. 4-9 festgelegt. Wenn der Wichtungsfaktor für das N-Haltevermögen in der Winterperiode erhöht wird, vergrößert sich entsprechend die Differenz im Zielerreichungsgrad zwischen Standardverfahren und Verfahren mit Zwischenfrucht. Es wird dann aber auch der Unterschied zwischen Winterungen und Sommerungen größer, da Sommerungen ohne Zwischenfrucht im Winter kein Stickstoff in Form von pflanzlicher Biomasse binden.

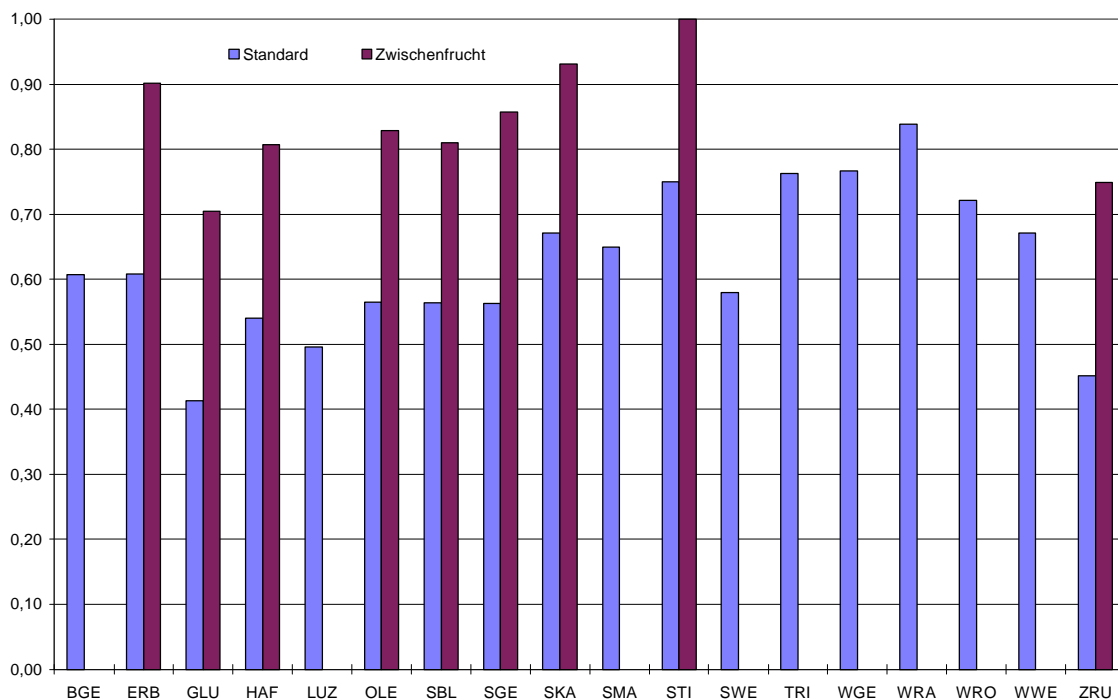


Abb. 5-7: Zielerreichungsgrad Standardverfahren im Vergleich zu angepassten Verfahren

5.1.4 Schlussfolgerungen und Diskussion - Stickstoffaustrag

Der Zusammenhang zwischen landwirtschaftlicher Landnutzung und Nitrataustrag ins Grundwasser ist intensiv erforscht, so dass es mit dem heutigen Wissensstand gut möglich ist, Verfahren der landwirtschaftlichen Landnutzung hinsichtlich der Auswirkungen auf den Nitrataustrag ins Grundwasser zu bewerten und die Landwirtschaft zielgerichtet anzupassen.

N-Bilanzrechnungen bieten hierfür eine gute Grundlage, die es ermöglicht, auch bei wenig Informationen zur konkreten Ausgestaltung der Verfahren und zu standörtlichen und klimatischen Verhältnissen eine Bewertung vorzunehmen. N-Bilanzrechnungen bergen allerdings das Problem, dass Fruchtfolgekonstellationen nicht berücksichtigt werden. In dem hier verfolgten Ansatz wurde dieser Aspekt durch die Einbeziehung des Parameters "Stickstoffhaltevermögen im Herbst" zum Teil berücksichtigt. Eine weitergehende Berücksichtigung der Fruchtfolge stellt größere Anforderungen an die Datenstruktur, die für die Analyse der Landnutzung im Untersuchungsraum aufgrund von Datenlücken nicht gegeben war. Bei der Bewertung der Modellverfahren erschwert die *a priori* Bewertung die Berücksichtigung von Fruchtfolgeaspekten, da die zu bewertenden Anbauverfahren über eine Zeitspanne von einem Jahr definiert wurden. Die Definition von Modellfruchtfolgen und ihre Bewertung ist theoretisch möglich. Bei der in diesem Modellsystem zusammengestellten Menge von Anbauverfahren stößt die Zusammenstellung möglicher Fruchtfolgen, dessen Bewertung und Implementierung in ein Betriebsmodell allerdings an rechentechnische Grenzen.

Neben der Fruchtfolge sind die organische Düngung und die N_2 -Fixierung weitere Unsicherheitsfaktoren bei der Bestimmung des Stickstoffaustragsrisikos. Dies liegt zum einen daran, dass die im Zusammenhang mit diesen Inputgrößen stehenden Prozesse stark von klimati-

schen und standörtlichen Faktoren beeinflusst werden und somit bei geringer Datendichte schwer in eine Bewertung einbezogen werden können. Andererseits bestehen noch Wissenslücken zum Phänomen der N₂-Fixierung (LARUE & PATTERSON, 1982), so dass dessen Berücksichtigung in einfachen Bewertungsansätzen erschwert ist. Wie gezeigt werden konnte, hat die Höhe der N₂-Fixierung der Leguminosen einen entscheidenden Einfluss auf das Bewertungsergebnis. Es besteht daher Forschungsbedarf, wie die N₂-Fixierung der Leguminosen in einfachen Bewertungsalgorithmen berücksichtigt werden kann.

Die für die Bewertungen zugrundegelegten durchschnittlichen N-Salden zeigten bei den Modellverfahren und bei den praktizierten Verfahren im Untersuchungsraum teilweise ähnliche Tendenzen (Vergleichsweise hohe Salden bei Zuckerrübe und Winterraps, bei Sommergetreide, Sonnenblumen und Silomais geringe N-Salden). Teilweise sind aber auch deutliche Unterschiede zwischen den Analyseergebnissen der Modellverfahren und den Verfahren im Untersuchungsraum erkennbar. Die Ursache dafür liegt in den Annahmen für die Modellverfahren. Die Düngung der Modellverfahren wurde nach dem Prinzip Düngung nach Entzug durch die Gesamtpflanze kalkuliert. Dies entspricht offenbar für einige Kulturen nicht der Praxis. Vielmehr gibt es Kulturarten, bei denen der Stickstoffsaldo niedrig ist (Sommergetreide, Sonnenblumen Öllein, Silomais), bei anderen sind moderate N-Überschüsse festgestellt worden (Wintergetreide) und bei Winterraps und Zuckerrüben wurden die höchsten N-Salden festgestellt (Tab. 5-2).

5.2 Eignungsbewertung hinsichtlich Gewährleistung einer hohen Grundwasserspende

5.2.1 Standortabhängiges Grundwasserneubildungspotential

Das standörtliche Potential der Grundwasserneubildung entspricht dem standörtlichen N-Austragspotential und ist in Abb. 5-1 für den Untersuchungsraum dargestellt.

5.2.2 Bedeutung der Landnutzung im Untersuchungsraum für die Grundwasserneubildung

Bei der Analyse der Verteilung der Kulturarten auf den unterschiedlichen Standorttypen fällt auf, dass die Standorte mit geringem und sehr geringem Verlagerungspotential ein deutlich anderes Kulturartenspektrum zeigen, als die Standorte mit mittlerem oder hohem Grundwasserneubildungspotential (D1- und D2 Standorte) (Klassifikation Tab. 5-1).

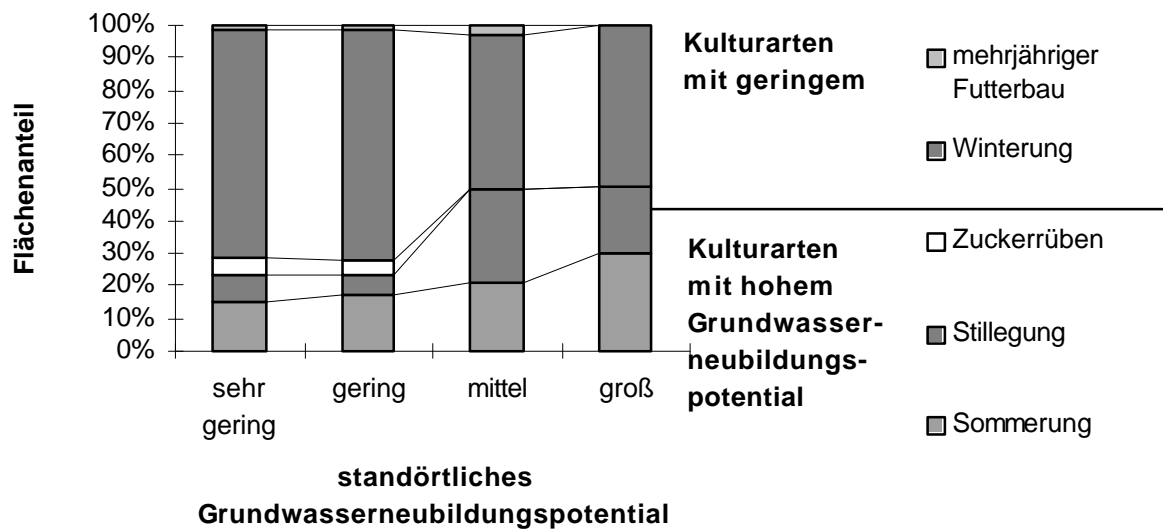


Abb. 5-8: Verteilung der Kulturarten auf Standorten mit unterschiedlichem Grundwasserneubildungspotential

Abb. 5-8 zeigt, dass auf den Standorten mit geringem und sehr geringem Grundwasserneubildungspotential deutlich weniger Stilllegungen angelegt wurden als auf den Standorten mit hohem Grundwasserneubildungspotential. Winterungen und Zuckerrüben werden überproportional auf Standorten mit geringerem Grundwasserneubildungspotential angebaut. Dies liegt daran, dass die Standorte mit geringem Grundwasserneubildungspotential ein höheres Wasserhaltevermögen und damit auch ein höheres Ertragspotential haben. Auf den Standorten mit hohem Grundwasserneubildungspotential kann bei der gegebenen Bewirtschaftung mit hohen Neubildungsraten gerechnet werden.

5.2.3 Bewertung der modellhaften Verfahren hinsichtlich Grundwasserneubildung

Die Bewertung der Modellverfahren erfolgte ausschließlich aufgrund der angebauten Kultur. Die möglichen Zielerreichungsgrade in Abhängigkeit vom Anbausystem sind in Kapitel 4.3. 2 dargestellt (Tab. 4-10).

5.2.4 Schlussfolgerungen und Diskussion - Grundwasserneubildung

Durch die Ausgestaltung der Verfahren der Landnutzung kann nur begrenzt Einfluss auf die Grundwasserneubildungsrate genommen werden. Modellrechnungen von SCHINDLER et al. (1997) zeigen, dass für die Grundwasserbildung die Dauer und Häufigkeit von vegetationsfreien Perioden entscheidend ist. Die Unterschiede zwischen verschiedenen Sommerkulturen bzw. verschiedenen Winterkulturen waren nach diesen Berechnungen marginal. Die Berücksichtigung der Kulturarten und Information zum Zwischenfruchtbau scheint daher gerechtfertigt.

5.3 Eignungsbewertung hinsichtlich Schutz des Bodens vor Abtrag durch Wind

5.3.1 Standörtliches Winderosionspotential im Untersuchungsraum

Das standörtliche Winderosionspotential ist als Karte in Abb. 5-9 dargestellt.

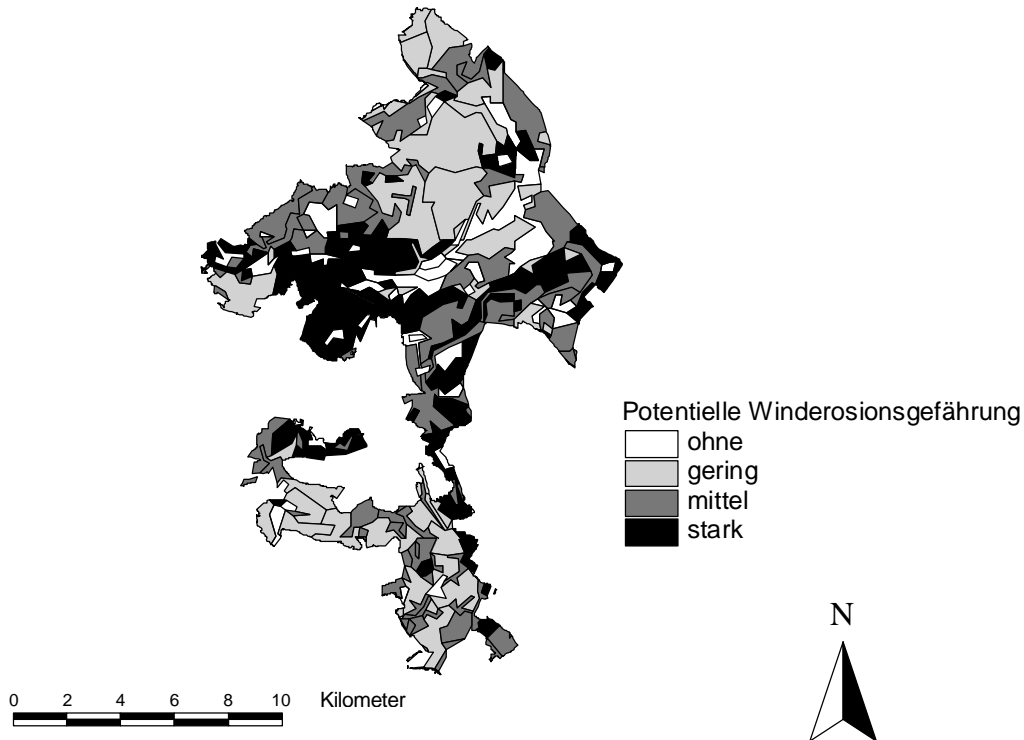


Abb. 5-9: Standörtliche Winderosionsgefährdung im Untersuchungsraum in Abhängigkeit von Substratflächentyp und Hydromorphieflächentyp nach FRIELINGHAUS (1994)

Tab. 5-7: Anteile der Flächen mit unterschiedlichem Winderosionsgefährdung im Untersuchungsraum

Winderosionsgefährdung	Fläche	
	%	(ha)
Kein	10%	1324
geringes	33%	4467
mittleres	31%	4154
hohes	26%	3446

Tab. 5-7 zeigt, dass nur auf 10% der Flächen ist keine Winderosionsgefährdung gegeben ist. Hier handelt es sich um stark grundwasserbestimmte Standorte, zum Beispiel Niederungsflächen, mit permanent feuchten Bedingungen. Ein Viertel aller Flächen ist stark winderosionsanfällig. Hier handelt es sich um die grundwasserfernen Standorte, die aufgrund des sandigen Substrates und der entsprechenden Hydromorphie schnell austrocknen. Die restlichen 2/3 der Standorte zeigt eine mittlere oder geringe Winderosionsgefährdung.

Hier sind lediglich die Bodensubstrat- und Hydromorphieverhältnisse berücksichtigt worden. Die Schlaggröße, Ausrichtung und Flurgestaltung sind weitere wichtige Parameter, die das Winderosionspotential bestimmen, aber in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt sind.

5.3.2 Landnutzungsbedingte Winderosionsgefährdung im Untersuchungsraum

Zur Analyse der Landnutzung hinsichtlich ihrer Winderosionsgefährdung wurde das Kulturartenspektrum auf den Standorten mit den unterschiedlichen Winderosionspotentialen herangezogen.

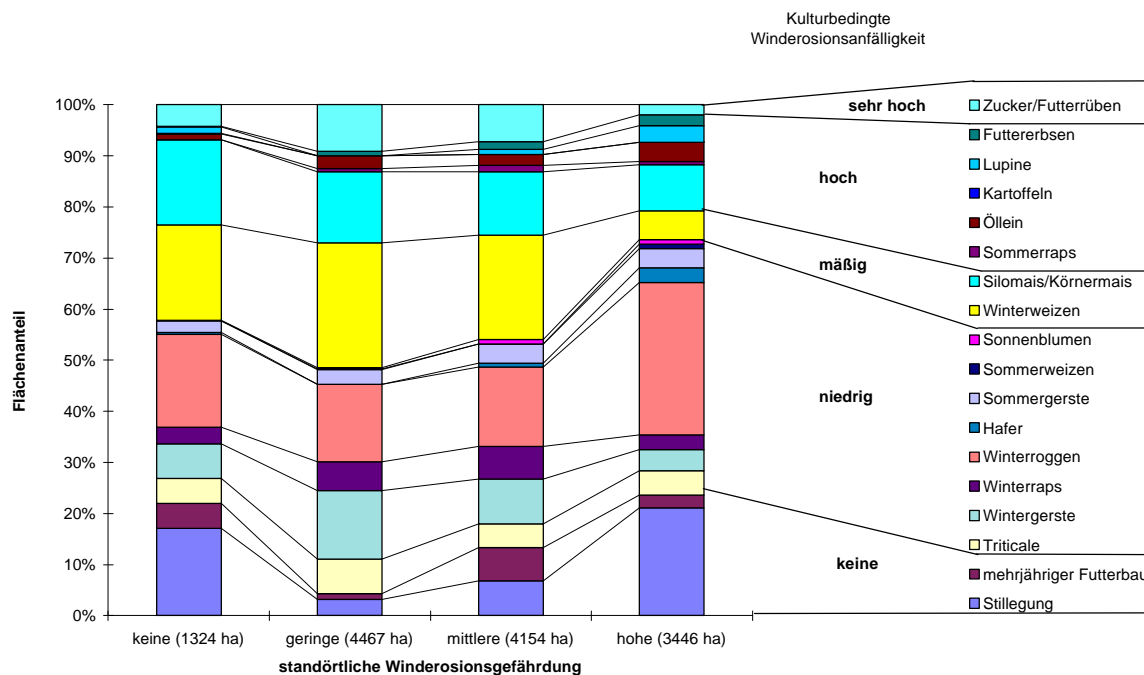


Abb. 5-10: Verteilung der Kulturarten auf den Standorten mit unterschiedlicher Anfälligkeit für Winderosion

Abb. 5-10 zeigt die Verteilung der Kulturarten auf den verschiedenen winderosionsanfälligen Standorten. Das Kulturartenspektrum auf den Standorten mit hohem Winderosionspotential unterscheidet sich deutlich von den anderen drei Standortgruppen. Wie bereits erwähnt, handelt es sich hierbei um die grundwasserfernen Sande, auf denen deutlich mehr Stilllegungen, mehr Winterroggen und weniger Winterweizen angebaut wird. Allerdings werden auf den stark gefährdenden Standorten ca. 20% der Fläche mit stark winderosionsanfälligen Kulturen

angebaut. Auf den anderen Standortgruppen werden 22 - 25% der Fläche mit stark winderosionsanfälligen Kulturen bestellt. Auch auf den Standorten mit mittlerer Winderosionsgefährdung sind, wenn man den Winterweizen mit einbezieht, ca. 45% der angebauten Kulturen anfällig für Winderosion.

5.3.3 Bewertungsergebnisse der Modellverfahren - Winderosion

Die Bewertungsergebnisse der Modellverfahren entsprechend unter 5.3.3 beschriebenen Regeln zeigt Abb. 5-11.

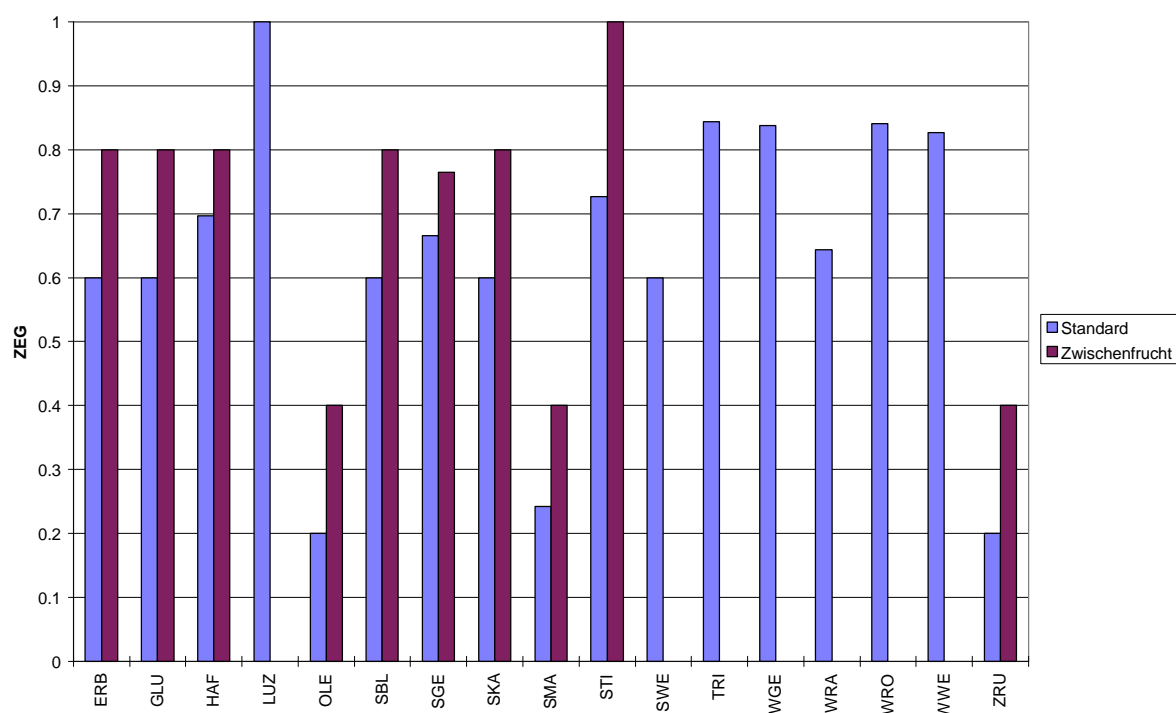


Abb. 5-11: Zielerreichungsgrad „Winderosionsschutz“ Standardverfahren im Vergleich zu angepassten Verfahren

Der Zielerreichungsgrad "Winderosionsschutz" ist stark von der Einschätzung der Winderosionsanfälligkeit der Anbaukultur bestimmt. Daneben führt die Bodenbearbeitung in der Zeit zwischen Februar und Juni zu einer Differenzierung zwischen den Verfahren.

5.3.4 Schlussfolgerungen und Diskussion - Winderosion

Zur Abschätzung der Winderosionsanfälligkeit verschiedener Verfahren der Landnutzung steht hinreichend Wissen zur Verfügung, um zwischen den Verfahren differenzieren zu können und die Landnutzung zielgerichtet zu modifizieren. Neben der Kulturart ist die Anzahl der Bodenbearbeitungen im Frühjahr ein einfaches Kriterium der Bewertung von Anbauverfahren. Bei dieser Betrachtungsweise zeigt sich, dass Sommerungen durch die Bodenbearbeitung und

Saatbettbereitung im Frühjahr besonders gefährdet sind. Eine Reduzierung der Bodenbearbeitungen durch Direktsaat kann dem Problem entgegenwirken. Darüber hinaus kann eine Konzentration des Anbaus von winderosionsanfälligen Kulturen auf Standorten mit geringerem Winderosionspotential erfolgen, wie dies tendenziell auch schon der Fall ist. Neben der Gestaltung der Anbauverfahren kann entscheidend durch gezielte Pflanzung von Gehölzen in der Agrarlandschaft dem Winderosionsproblem entgegengewirkt werden.

5.4 Eignungsbewertung hinsichtlich Schutz des Bodens vor Abtrag durch Wasser

5.4.1 Standörtliches Wassererosionspotential im Untersuchungsraum

Das standörtliche Wassererosionspotential ist in Abb. 5-12 dargestellt.

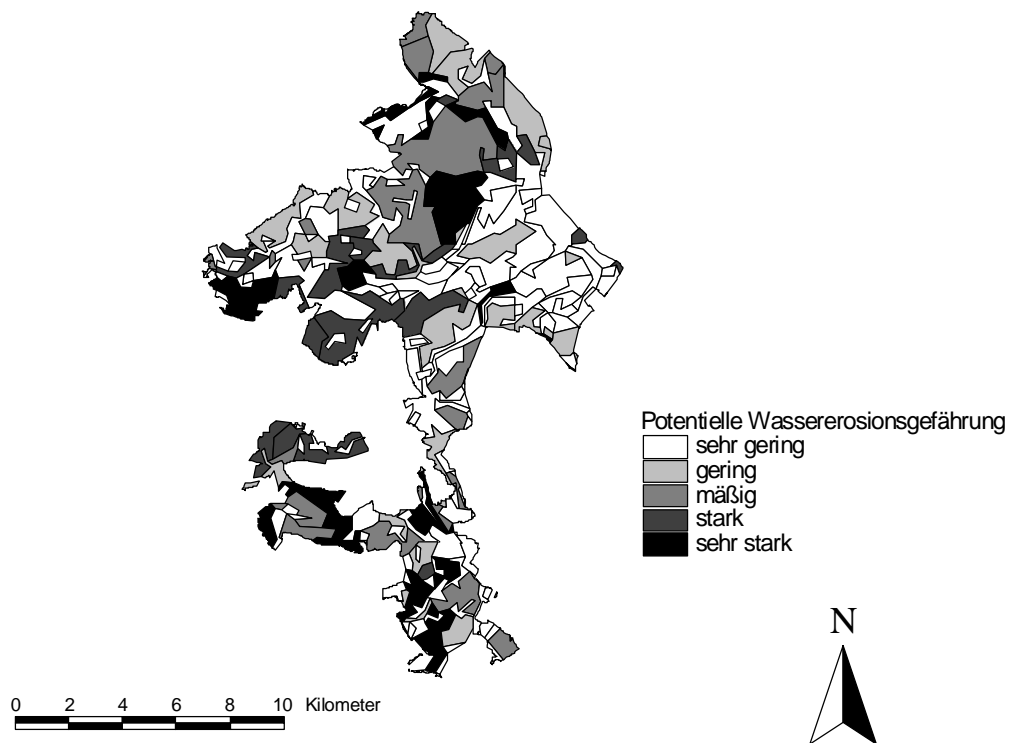


Abb. 5-12: Standörtliche Wassererosionsgefährdung im Untersuchungsraum in Abhängigkeit von Substratflächentyp und Neigungsflächentyp nach Frielinghaus (1994)

Tab.5-8 zeigt die Verteilung des Erosionspotentials im Untersuchungsraum.

Tab. 5-8: Verteilung der Flächen mit unterschiedlichem Wassererosionspotential

<i>Wassererosionspotential</i>	<i>Flächen</i>	
	<i>Anteil (%)</i>	<i>ha</i>
kein	39%	5221
geringes	17%	2261
mittleres	18%	2374
hohes	13%	1722
sehr hohes	14%	1813

Für mehr als die Hälfte der Flächen ist Wassererosion kein oder nur ein geringes Problem. Es handelt sich hierbei ausschließlich um flache Standorte, teilweise mit mäßig geneigten Anteilen (NFT 4). Auf den restlichen Standorten zeigt sich immerhin auf fast 30% der Standorte ein hohes bzw. sehr hohes Wassererosionspotential. Bei diesen wiederum handelt es sich in fast der Hälfte der Fälle um lehmige, sehr stark geneigte Standorte (NFT 13). Die andere Hälfte der Fälle sind zum überwiegenden Teil sandige, stark geneigte Standorte (NFT 11).

5.4.2 Landnutzungsbedingte Wassererosion im Untersuchungsraum

Zur Analyse des Beitrags der Landnutzung zur Wassererosion wurde, wie auch bei der Winderosion, das Kulturartenspektrum auf den Standortgruppen mit den unterschiedlichen Wassererosionspotentialen untersucht (Abb. 5-13). Dabei fällt auf, dass auf den Standorten mit hohem Erosionspotential ein deutlich größerer Anteil an Stilllegung zu verzeichnen ist. Zuckerrüben werden so gut wie gar nicht angebaut, Winterweizen, Wintergerste, Winterraps in deutlich geringerem Umfang, als im Durchschnitt. Demgegenüber ist das Kulturartenspektrum auf den Standorten mit sehr hohem Wassererosionspotential in etwa durchschnittlich. Dies ist dadurch begründet, dass es sich bei den Standorten mit sehr hohem Wassererosionspotential um die oben beschriebenen Lehmstandorte mit vergleichsweise hohem Ertragspotential, aber sehr starkem Relief handelt. Demgegenüber sind die Standorte mit hoher Wassererosionsgefährdung Standorte mit eher sandigen Substraten mit mittleren bis stark geneigten Flächen. Dies bedeutet eine sehr hohe Erosionsgefahr für 20% der Flächen mit dem sehr hohen Wassererosionspotential, auf denen Zuckerrüben und Silomais angebaut wird. Leider ergeben sich aus dem Datenmaterial nur sehr lückenhafte Informationen zum Zwischenfruchtanbau, so dass nicht geprüft werden kann, inwiefern dieser akuten Gefährdung entgegengewirkt wird.

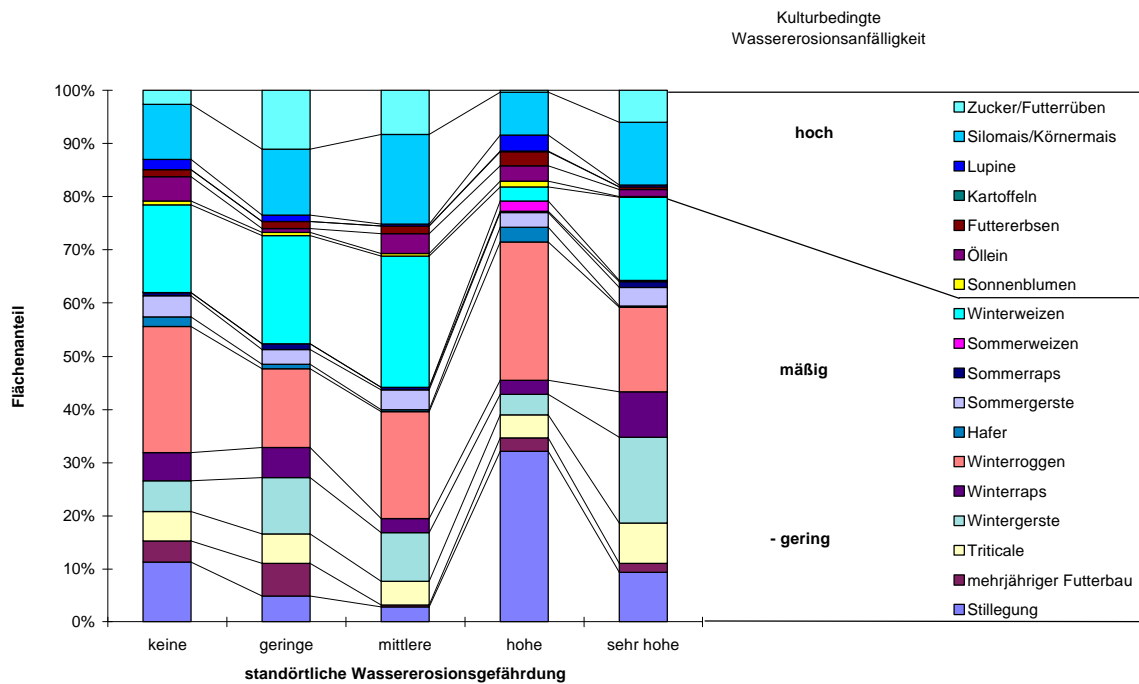


Abb. 5-13: Verteilung der Kulturarten auf verschieden wassererosionsgefährdeten Standorten

Neben der Kulturart hat auch die Art und Weise der Bestellung sowie der Saatzeitpunkt eine große Bedeutung für die Wassererosion. Aufgrund des Datenmaterials kann lediglich zu den Saatterminen in den 20 untersuchten Betrieben eine Aussage gemacht werden. Die mittleren Saattermine der Wintergetreidearten im Jahr 1995 zeigt Tab. 5-9.

Tab. 5-9: Mittlerer Saattermin der Wintergetreidearten im Untersuchungsraum (1995)

Kultur	Mittlerer Saattermin (Median)
Winterraps	23. August
Wintergerste	11. September
Triticale	23. September
Winterroggen	25. September
Winterweizen	10. Oktober

Bei Saatterminen nach dem 10. Oktober ist die Gefahr der Wintererosion besonders groß, da sich die Winterkulturen vor der Vegetationsruhe nicht mehr so stark entwickeln können, dass die Vegetation den Boden schützt. Bei Winterweizen wurde in 50% der Fälle ein Saattermin nach dem 10.10. gewählt, bei Winterroggen in knapp 10% der Fälle. Dann bestand in den regelmäßig angelegten Fahrspuren eine erhöhte Wassererosionsgefahr.

5.4.3 Bewertungsergebnisse der Modellverfahren - Wassererosion

Die Ergebnisse der Bewertung der Modellverfahren hinsichtlich Wassererosion zeigt Abb. 5-14.

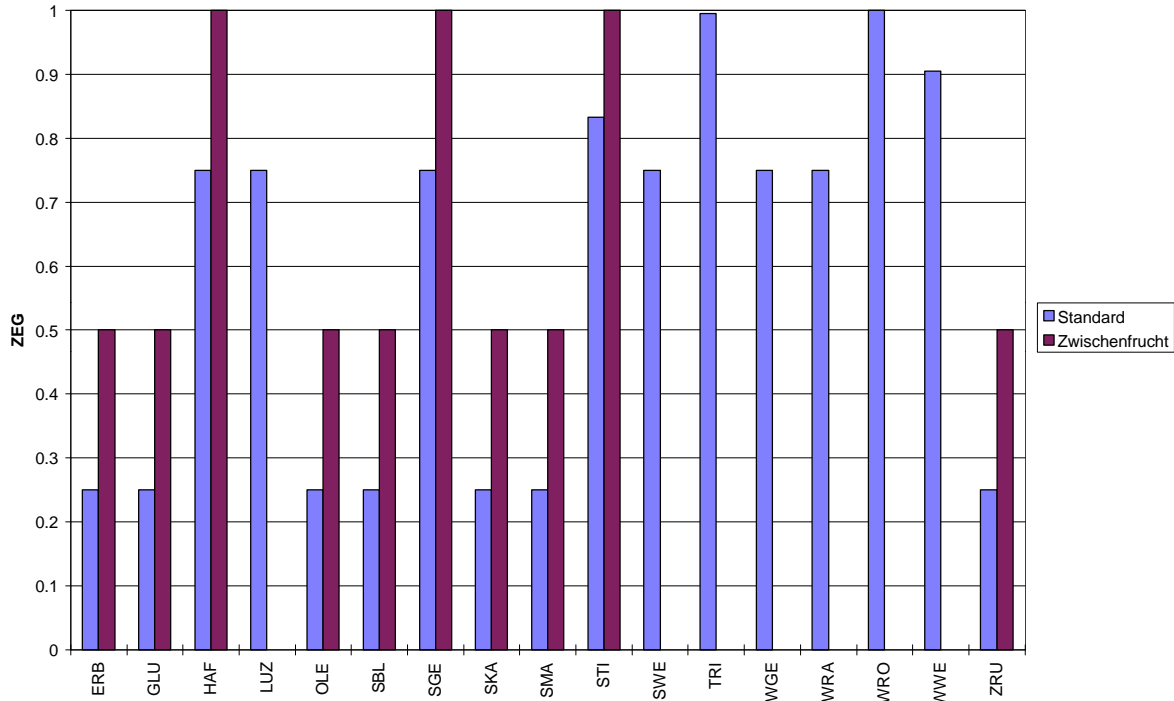


Abb. 5-14: Zielerreichungsgrade Wassererosionsschutz der Modellverfahren

Es zeigt sich ein erwartungsgemäß hoher Zielerreichungsgrad bei den Wintergetreidearten. Winterraps und Wintergerste werden aufgrund der hohen Überfahrfrequenz aufgrund von Herbizidbehandlungen im Herbst vergleichsweise schlecht bewertet; bei Winterroggen und Winterweizen kommen nur die Saattermine zur Geltung. Bei den Sommerungen wird im Standardverfahren von einem Umbruch im Herbst und einer unbegrünten Zwischenbrache ausgegangen. Daher wird der Schutz vor Wintererosion mit 0,5 bewertet. Der Zielerreichungsgrad "Wassererosionsschutz" wird dann durch den Schutz vor Sommererosion bestimmt (bei Getreide 1, Hackfrüchten und Reihenkulturen 0). Die Stilllegung wird in Abhängigkeit vom Management im Winter bewertet. Der hier dargestellte Wert von 0,83 entsteht aus dem Mittelwert aller Stilllegungsvarianten. Mit der Zwischenfrucht bzw. der Untersaat wird der Schutz vor Wintererosion verbessert. Daraus resultieren die entsprechend höheren Werte.

5.4.4 Schlussfolgerungen und Diskussion - Wassererosion

Zur Abschätzung der Wassererosionsanfälligkeit verschiedener Landnutzungsverfahren steht hinreichend Wissen zur Verfügung, um zwischen verschiedenen Verfahren differenzieren zu können und die Landnutzung zielgerichtet zu modifizieren. Mit dem hier vorgestellten Bewertungsansatz wurden neben der Kulturart und Informationen zum Zwischenfruchtanbau der

Saattermin und die Anzahl von Überfahrten im Winter in die Bewertung der Verfahren einbezogen. Die Zusammenstellung und Wichtung der Regeln zur Beurteilung der Verfahren beruht auf Experteneinschätzung. Zur Validierung der Ergebnisse könnte geprüft werden, ob mit Hilfe eines an der ABAG orientierten Bewertungsverfahrens für diesen Datensatz vergleichbare Ergebnisse erzielt werden können. Dazu müssten allerdings für einige Kulturen zusätzliche Koeffizienten ermittelt werden, die zur Zeit noch nicht verfügbar sind.

5.5 Eignungsbewertung hinsichtlich Schutz des Rebhuhns

5.5.1 Landschaftliches Potential für Rebhühner im Untersuchungsraum

Die durchschnittliche Schlaggröße als ein die Siedlungsdichte bestimmender Faktor für Rebhühner ist im Untersuchungsraum bei 21 ha, der Median bei 16 ha. Die Verteilung der Schlaggrößen ist linksschief. Dies bedeutet, dass es verhältnismäßig mehr kleine als große Schläge gibt. Die Schlaggrößen sind unter anderem durch die Betriebsgrößen bedingt.

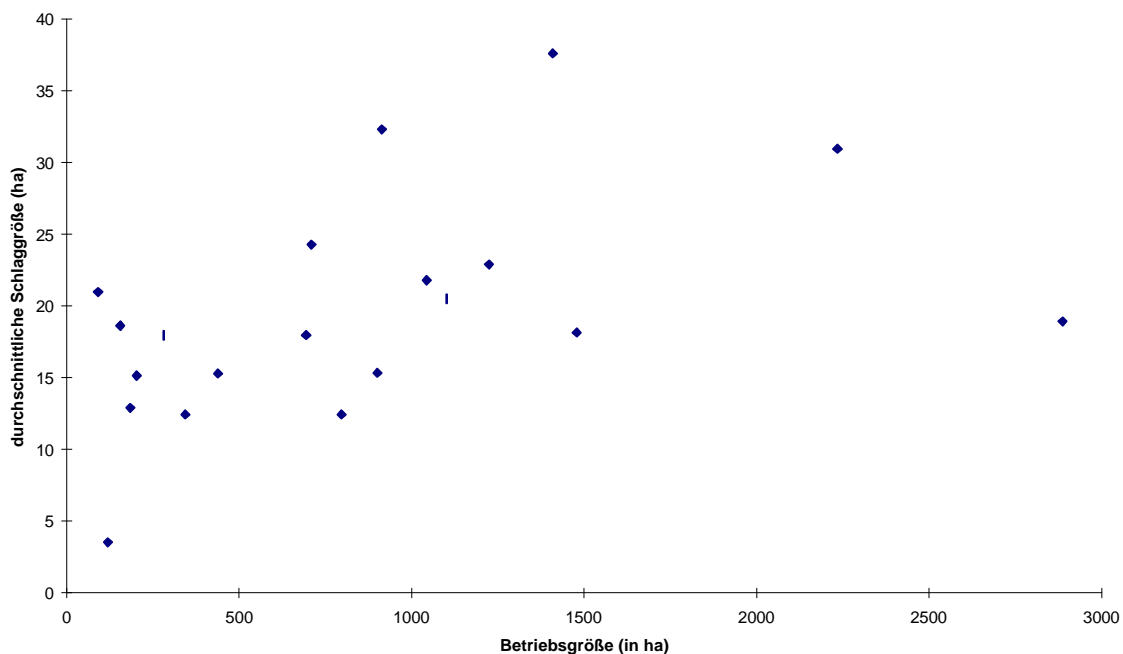


Abb. 5-15: Verhältnis Betriebsgröße zu Schlaggröße von 20 Betrieben im Untersuchungsraum

Ein kleiner Betrieb muss vergleichsweise kleine Schlaggrößen wählen, um seine Kulturen mit der entsprechenden Fruchtfolge auf seine Flächen verteilen zu können. Bei größeren Betrieben können größere Schlaggrößen gewählt werden. Die durchschnittlichen Schlaggrößen gehen allerdings nicht über 40 ha hinaus. Ursachen dafür sind zum einen in den landschaftlichen Gegebenheiten zu sehen, andererseits darin, dass ab einer bestimmten Schlaggröße die Effizienzgewinne bei der Bewirtschaftung kaum noch zunehmen. Abb. 5-15 zeigt den Zusammenhang zwischen Betriebsgröße und mittlerer Schlaggröße.

Für die Rebhühner werden optimale Schlaggrößen nach HERRMANN & MÜLLER-STIEB (1997) mit unter 1 ha beziffert. Schläge mit Größen über 30 ha werden von den Rebhühnern gemie-

den (ebenda). Es zeigt sich, dass immerhin bei den meisten Betrieben einen Großteil ihrer Schläge unter 30 ha ist.

Aussagekräftiger als die Schlaggröße ist für die Rebhühner der Grenzflächenindex (siehe Kapitel 4.3.5). Einen Überblick über die räumliche Verteilung des Grenzlinienindexes gibt Abb. 5-16.

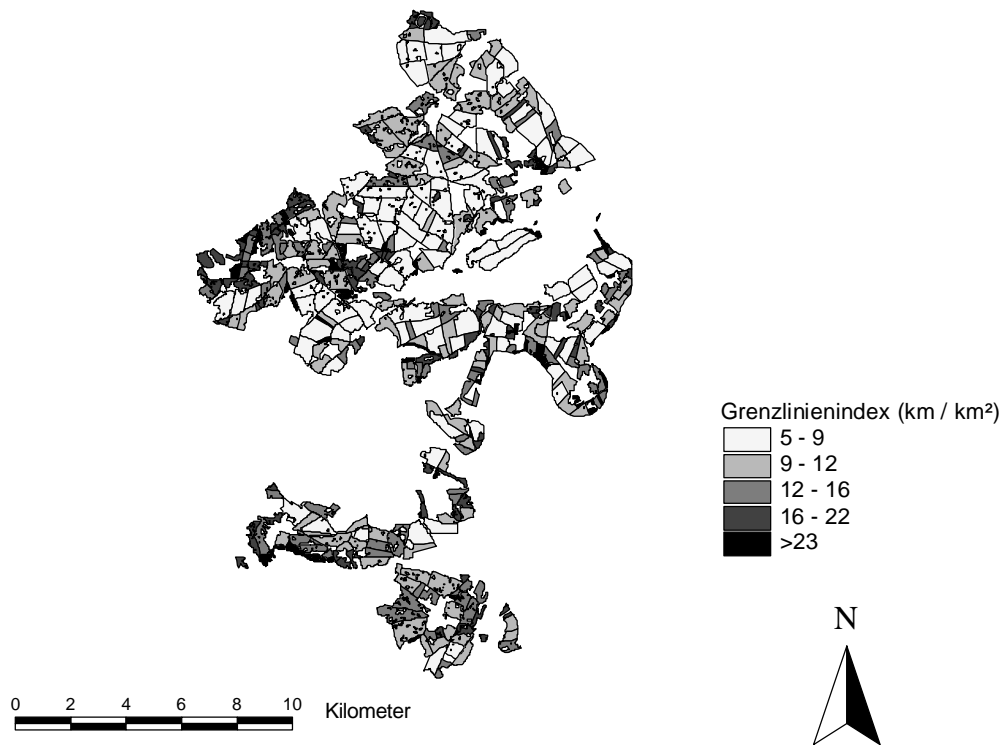


Abb. 5-16: Grenzlinienindex der Schläge und Teilschläge im Untersuchungsraum

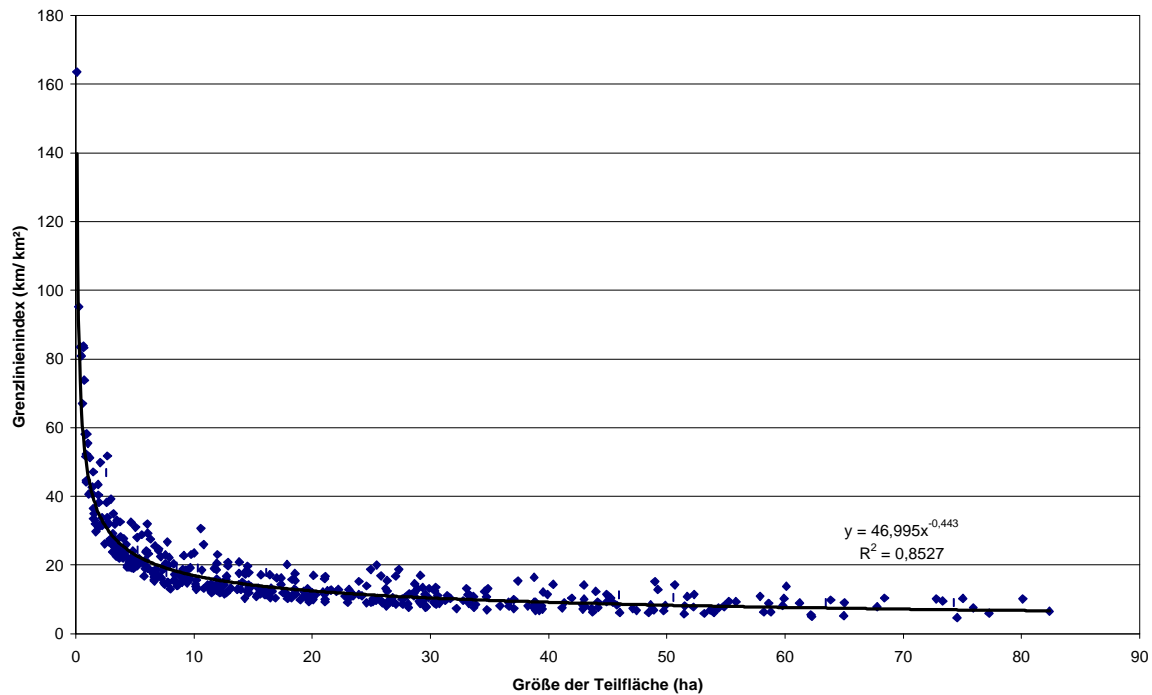


Abb. 5-17: Zusammenhang zwischen Grenzlinienindex und Größe der Schläge bzw. Teilschläge im Untersuchungsraum

Der Grenzlinienindex ist von der Flächengröße abhängig. Er nimmt mit zunehmender Flächengröße exponentiell ab. Es ist allerdings zu erkennen, dass auch bei mittelgroßen Schlägen Grenzlinienindizes über 10 km/ km⁵ zu finden sind. Diese vergleichsweise hohen Werte für große Schläge sind in der Landschaftsstruktur begründet, an der sich der Landwirt bei der Bestimmung der Schlaggeometrie orientieren muss.

Auch bei der Betrachtung der Mittelwerte der beiden Parameter ist die Tendenz abnehmender mittlerer Grenzlinienindizes bei zunehmender mittlerer Schlaggröße erkennbar. Es zeigt sich allerdings auch, dass die Betriebe mit den kleinsten mittleren Schlaggrößen nicht unbedingt die höchsten Grenzlinienindizes aufweisen. Der Betrieb J hat mit 24 ha eine durchschnittliche mittlere Schlaggröße, aber den höchsten Grenzlinienindex. Die Ursache dafür ist, wie bereits erwähnt, in den landschaftlichen Zwängen zu sehen.

Tab. 5-10: Mittlerer Grenzlinienindex, mittlere Schlaggröße, Betriebsgrößen im Untersuchungsraum

<i>Betrieb</i>	<i>Schlaggröße</i>		<i>Grenzlinienindex (Schlagumfang/ Schlaggröße)</i>		<i>Betriebsgröße [ha]</i>
	<i>Mittelwert [ha]</i>	<i>statistisch unter- scheidbare Grup- pen (p <0,05)</i>	<i>Mittelwert [km/ km5]</i>	<i>statistisch unter- scheidbare Gruppen (p <0,05)</i>	
A	39	a	12	a	1409
B	32	a,b	18	a,b	2234
C	33	a,b	16	a,b	913
D	17	a,b	17	b,c,d	1100
E	17	a,b	22	d	796
F	21	a,b	15	a,b,c,d	438
G	25	a,b	16	a,b,c,d	1044
H	30	a,b	17	a,b,c,d	709
I	27	a,b	18	b,c,d	1224
J	24	c	45	d	1478
K	18	b	24	d	2887
L	14	a,b	15	b,c,d	344
M	13	a,b	21	a,b,c,d	184
N	24	a,b	12	a,b,c,d	203
O	20	a,b	12	a,b,c,d	91
P	22	a,b	14	a,b,c,d	280
Q	29	a,b	17	a,b,c,d	694
R	4	c	36	d	119
S	22	a,b	18	a,b,c,d	155
T	27	a,b	17	a,b,c,d	900

5.5.2 Bedeutung der Landnutzungsintensität im Untersuchungsraum für die Rebhühner

Bei der Analyse des Störungspotentials, das durch Maschineneinsätze zur Zeit der Brut und der Jungenaufzucht entsteht, wurden insbesondere die Pflegearbeiten in Stilllegungen untersucht, die für die Brut vielfach fatale Folgen haben. HERRMANN & MÜLLER-STIEß (1997) berichten, dass sämtliche von ihnen kartierten Wachtelbrutplätze in Stilllegungen durch Pflegemaßnahmen ausgemäht worden wären, wenn sie nicht unmittelbar vor der Maßnahme den Landwirt davon überzeugt hätten, die betreffenden Quadratmeter bei der Mahd auszusparen. Entscheidend für das Störungspotential der Stilllegungen ist daher das Pflegemanagement. Leider war die Datengrundlage in bezug auf die Pflege der Stilllegungsflächen unvollständig, so dass keine gesicherte Aussage darüber gemacht werden kann, wie viel % der Stilllegungsflächen vor dem 15.7. gemäht wurden.

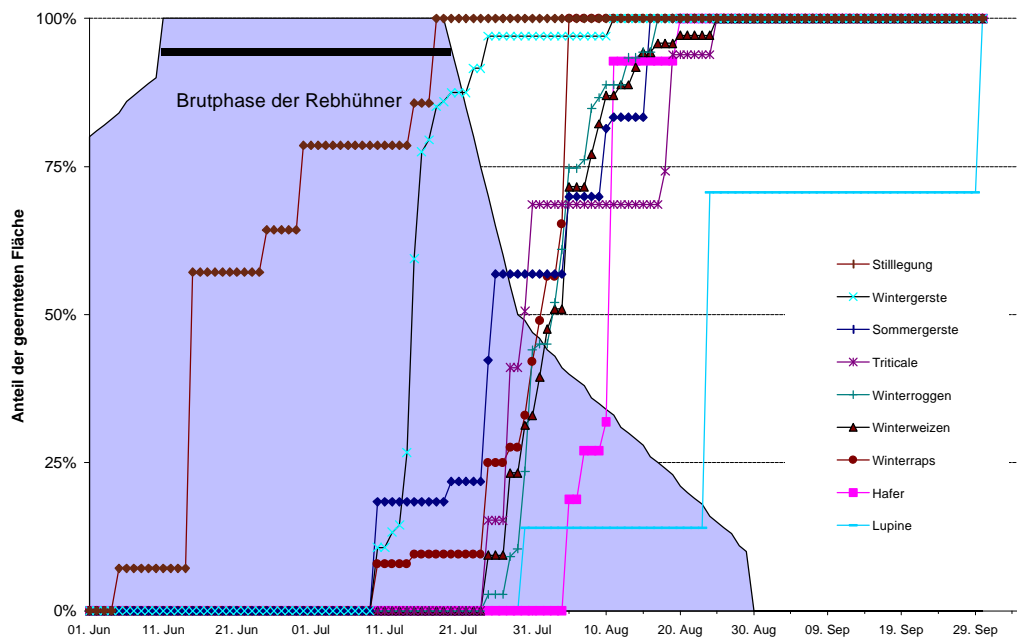


Abb. 5-18: Kumulierte Verteilung der Ernte- bzw. Pflegetermine verschiedener Kulturen (1996)

Die Analyse der auswertbaren Daten zeigt, dass alle 1996 durchgeführten Pflegemaßnahmen während der Brutphase der Rebhühner stattfand. Die Ernte der meisten Kulturpflanzen fand im letzten Teil der Brutphase statt (Abb. 5-18).

Neben den Gefahren durch das Ausmähen der Gelege kann die Anwendung von Striegeln zu Gelegeverlusten führen. Im Untersuchungsraum wenden 5 von 19 Betrieben den Striegel zur Unkrautbekämpfung an. Der Flächenanteil, der mit dem Striegel behandelt wird, ist verhältnismäßig hoch. Auffallend ist, dass der biologisch wirtschaftende Betrieb T nur 43 % seiner Flächen striegelt, während die anderen, konventionell wirtschaftenden Betriebe, einen wesentlich höheren Anteil der Fläche striegeln. Der Grund muss in dem unterschiedlichen Kulturspektrum der Betriebe gesehen werden, da im biologisch wirtschaftenden Betrieb zum Beispiel der Anteil von mehrjährigem Futterbau eine wesentlich bedeutendere Rolle spielt als in konventionellen Betrieben.

Tab. 5-11: Anteil der Betriebsflächen, die mit Striegeln behandelt wurden (1997)

<i>Betrieb</i>	<i>Anteil der Betriebsfläche, die gestriegelt wurde</i>
B	70%
O	77%
N	59%
P	67%
T	43%

Der Striegeleinsatz ist dann von Bedeutung, wenn er zur Zeit der Brut erfolgt. Eine Analyse des Termins der Maßnahme 1995 und 1996 ergab, dass etwa die Hälfte aller Striegeleinsätze

zur Zeit der Brut zwischen dem 10.6 und 20.7 erfolgten. Der Rest der Striegeleinsätze verteilt sich auf die Zeit davor. Etwa ein Viertel aller Striegeleinsätze erfolgt im Herbst.

Bei der Ernte der Getreidekulturen 1995 lagen insbesondere die Ernte der Wintergerste, aber auch der Sommergerste und des Winterraps innerhalb des Brutzeitraums, der von HERRMANN (1997) als besonders sensibel charakterisiert wurde. 87% der Wintergerstenflächen, 22% der Sommergerstenflächen und 9% der Winterrapsflächen waren bis zum 20. Juli 1995 geerntet worden. Die Erntearbeiten im Winterraps stellen allerdings nur eine untergeordnete Gefahr dar, da die Rebhühner nur in Ausnahmen im Winterraps brüten.

Ein weiterer Gefährdungsfaktor sind Insektizidbehandlungen zur Zeit der Brut, die die Vögel schädigen oder töten können. Es zeigt sich, dass nur wenige Kulturen während des Brutgeschäftes mit Insektiziden behandelt wurden. Tab. 36 zeigt, wie viel Prozent der Flächen in der Zeit vom 10.5. bis 20.7. mit Insektiziden behandelt wurden.

Tab. 5-12: Anteil der Flächen (in %), die während des Brutgeschäftes (10.5.-20.7.) mit Insektiziden behandelt wurden

<i>Kultur</i>	<i>Jahr</i>		
	<i>1995</i>	<i>1996</i>	<i>1997</i>
Futtererbsen	0%	17%	0%
Hafer	0%	0%	0%
Klee gras	0%	0%	0%
Lupine	0%	4%	0%
Luzerne	0%	0%	0%
Öllein	0%	0%	0%
Silomais	1%	0%	0%
Sommergerste	3%	0%	0%
Sommerraps	67%	42%	kein Anbau
Sommerweizen	0%	0%	0%
Sonnenblumen	10%	0%	0%
Stilllegung	0%	0%	0%
Triticale	0%	0%	4%
Wintergerste	0%	0%	0%
Winterraps	20%	0%	8%
Winterroggen	0%	0%	0%
Winterweizen	14%	0%	1%
Zuckerrüben	7%	16%	5%

Bei einigen Kulturen wurde nur in bestimmten Jahren ein Insektizid eingesetzt. Dies deutet darauf hin, dass Behandlungen entsprechend dem jeweiligen Befallsdruck durchgeführt wurden. Das Ausbleiben der Behandlungen im Winterraps 1996 ist weniger auf den Befallsdruck als auf das fast vollständige Ausfrieren der Winterrapsbestände zurückzuführen. Neben der Gefahr der direkten Kontamination mit den Insektiziden ist damit zu rechnen, dass sich die Nahrungsbasis für die Rebhühnerküken durch die Behandlung drastisch verschlechtert. Tendenziell konnte dies durch Untersuchungen von FUCHS (1997) bestätigt werden, die die Insektenaufnahme von Rebhühnerküken in unterschiedlich bewirtschafteten Flächen im Untersuchungsraum untersuchte (FUCHS, 1997). Der von FUCHS (1997) für die Kükenernährung als kritisch angenommene Wert für die Nahrungsaufnahme von 49 mg/min wurde bei Feldern des biologisch-dynamischen Landbaus (n=45) in 62% der Fälle erreicht, bei Feldern des konventionellen Landbaus (n=43) nur in 23% der Fälle (FUCHS, 1997). In einem Versuch mit einem Dün-

gegradienten wurden in dem ungedüngten Weizenschlag höhere Gewichtszunahmen gemessen als in dem 'normal' gedüngten Teilschlag (HERRMANN & MÜLLER-STIEB, 1997).

Während sich Insektizide negativ auf die Nahrungsgrundlage der Küken auswirken, ist damit zu rechnen, dass der Herbizideinsatz negativ auf die Nahrungsversorgung der Altvögel wirkt, da diese sich ausschließlich vegetarisch ernähren. Die wichtigste Nahrungsgrundlage sind die Beikräuter in den landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Tab. 5-13: Anteil der Flächen, die mit Herbiziden behandelt wurden

<i>Kultur</i>	<i>Jahr</i>		
	<i>1995</i>	<i>1996</i>	<i>1997</i>
Futtererbsen	28%	47%	21%
Hafer	20%	41%	50%
Klee gras	0%	78%	0%
Lupine	53%	48%	57%
Luzerne	0%	47%	0%
Öllein	39%	77%	63%
Silomais	40%	82%	88%
Sommergerste	63%	87%	84%
Sommerweizen	100%	1%	0%
Sonnenblumen	97%	100%	100%
Stille gung	0%	17%	0%
Triticale	91%	81%	59%
Wintergerste	76%	89%	87%
Winterraps	82%	92%	85%
Winterroggen	66%	88%	73%
Winterweizen	80%	81%	73%
Zuckerrüben	97%	90%	97%

Tab. 5-13 zeigt, dass die wichtigsten Kulturpflanzen zu einem großen Prozentsatz mit Herbiziden behandelt wurden. Bei Zuckerrüben waren 3 bis 4 Herbizidbehandlungen keine Seltenheit. Bei derartiger Beikrautkontrolle ist kaum zu erwarten, dass es für Rebhühner noch eine angemessene Nahrungsgrundlage gibt.

Die Lauffreiheit ist ein weiterer Parameter, der für die Habitatqualität der Äcker von Bedeutung ist. Sie ist allerdings aus den Bewirtschaftungsdaten nicht direkt ableitbar. Sie kann allenfalls indirekt über die Kulturart und allgemeine Intensitätsparameter abgeschätzt werden.

5.5.3 Bewertungsergebnisse Modellverfahren

Die Ergebnisse der Bewertung der Modellverfahren hinsichtlich ihres Zielerreichungsgrades für Rebhühner sind in Abb. 28 in Abhängigkeit von der Ackerzahl dargestellt. Die Differenzierung ist entsprechend der Regeln 5.1 bis 5.4 in Kapitel 5.5 in erster Linie durch die verfahrensbedingten Störungen bestimmt. Die Störungshäufigkeit entsprechend Formel 7 ist in Abb. 29 dargestellt. Störungen sind insbesondere bei Luzerne und in geringerem Ausmaß bei Sommerweizen (SWE), Winterraps (WRA), Zuckerrüben (ZRU) und Erbsen zu verzeichnen.

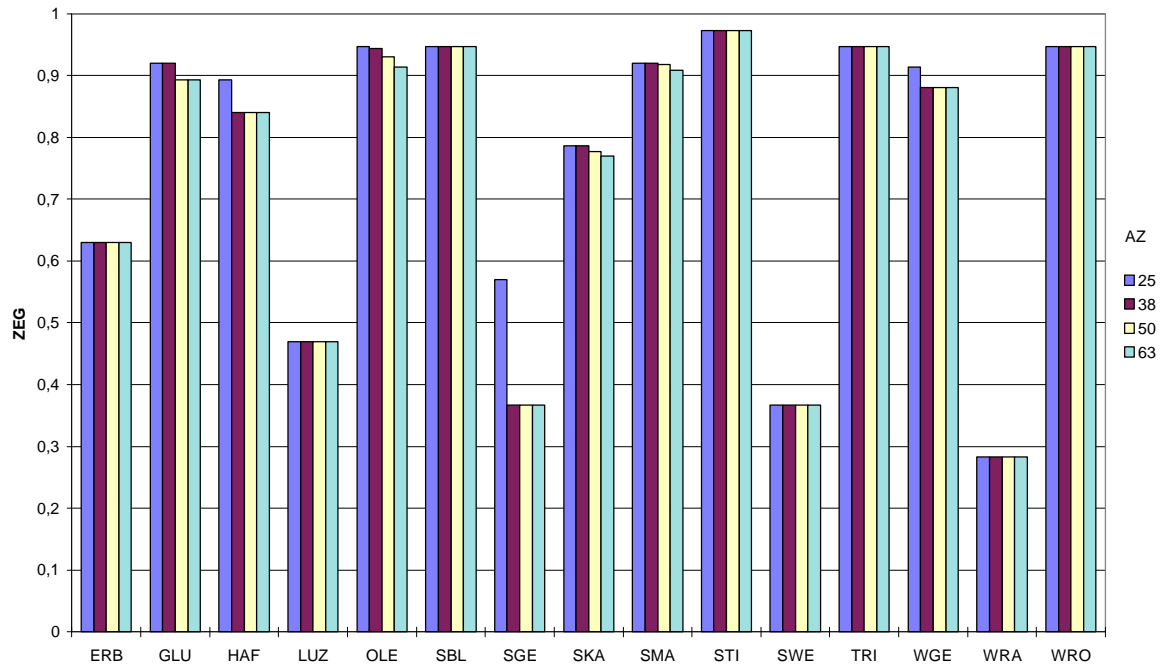


Abb. 5-19: Zielerreichungsgrad (ZEG) der Standardmodellverfahren hinsichtlich „Rebhuhnschutz“ in Abhängigkeit von Kulturart und Ackerzahl

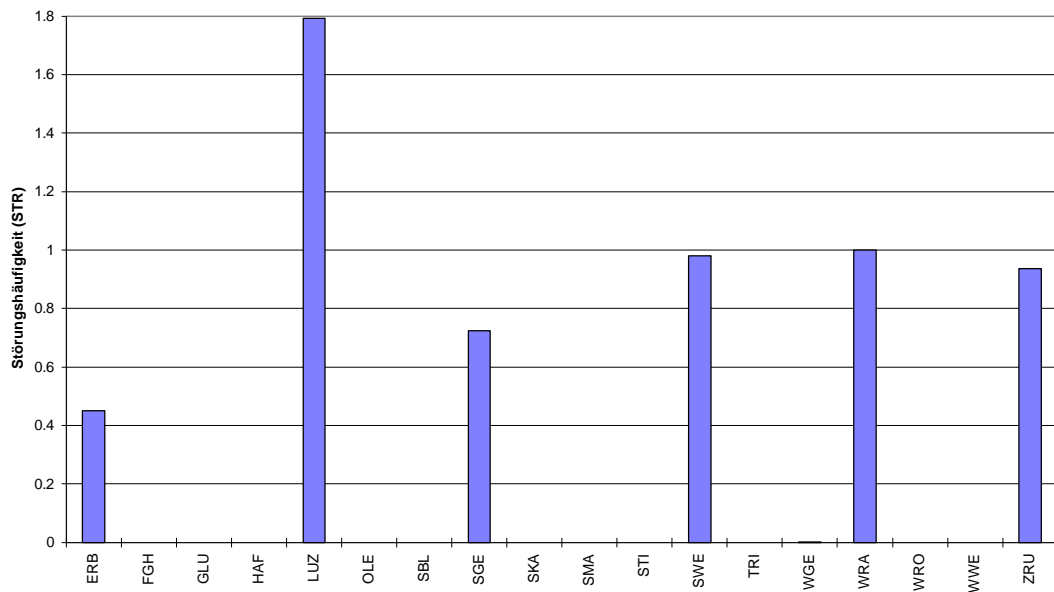


Abb. 5-20: Häufigkeit der Störungen der Rebhühner (STR) während der Brut und Jungenaufzucht (Modellverfahren)

5.5.4 Diskussion der Bedeutung der landwirtschaftlichen Landnutzung im Untersuchungsraum für Rebhühner

Die sehr niedrigen Bestandeszahlen im Untersuchungsraum (HERRMANN & MÜLLER-STIEB, 1997) deuten darauf hin, dass die Bedingungen für Rebhühner sehr ungünstig sind. Sie liegen je nach Untersuchungsgebiet zwischen 0 und 0,78 Paaren pro 100 ha (HERRMANN & MÜLLER-STIEB, 1997). Die Ursachen für die geringen Bestandesdichten können nicht alleine aus der Landnutzungsintensität abgeleitet werden. Hierzu ist eine Analyse aller Faktoren, die die Populationsdichte beeinflussen, notwendig. Die Schlaggrößen sind sicherlich ein wesentlicher, dichtebestimmender Faktor, da für die Rebhühner vor allem eine vielfältig strukturierte Landschaft wichtig ist.

Ein Zusammenhang zwischen der Nutzung und den Populationsdichte bestimmenden Parametern wurde nicht systematisch untersucht, so dass nur aufgrund einzelner Beobachtungen Aussagen zur Bedeutung der Landnutzungsintensität gemacht werden können. Es lässt sich allerdings mit dem dargestellten Datenmaterial feststellen, dass insbesondere durch die Pflegemaßnahmen auf den Stilllegungsflächen und die Striegeleinsätze ein hohes Risiko für die wenigen Rebhühner gegeben ist. Auch deutet der Umfang der Herbizidbehandlungen bei den Kulturen, die flächenmäßig von Bedeutung sind, auf ein geringes Potential für Ackerwildkräuter und davon abhängigen Biozönosen hin. Dies sind eine wichtige Nahrungsgrundlage für Rebhühner.

Beim Vergleich der Analyse der Landnutzungsdaten im Untersuchungsraum mit den Bewertungsergebnissen der Modellverfahren fällt auf, dass Verfahren der Stilllegung in den Modellverfahren wesentlich besser bewertet wurde, als die empirischen Beobachtungen vermuten lassen. Dies liegt daran, dass im Modell von einem Pfliegertermin im Zeitraum von Mitte Juli bis Anfang August ausgegangen wurde. Im Untersuchungszeitraum lag der Pfliegertermin häufig deutlich vor diesem Zeitraum. Zur Validierung des Regelsystems zur Bewertung der Modellverfahren hinsichtlich des Rebhuhnschutzes könnte geprüft werden, inwiefern die verwendeten allgemeinen Intensitätsparameter (vgl. Tab. 4-20) geeignet sind, die Bedeutung der Intensität der Landnutzung abzubilden. Eine Weiterentwicklung des Modellsystems könnte die Ansprüche der Rebhühner an das Nebeneinander bestimmter Strukturen berücksichtigen.

5.6 Eignungsbewertung hinsichtlich Schutz der Amphibien

5.6.1 Landschaftliche Potential für Amphibien im Untersuchungsgebiet Wilmersdorf

Das landschaftliche Potential für Amphibien wurde schlagweise, wie in Kapitel 4.6.3 beschrieben, im Untersuchungsgebiet Wilmersdorf durch Experteneinschätzung bestimmt.

Tab. 5-14: Verteilung der Flächen im Untersuchungsgebiet 3 nach Bedeutung für Amphibien

<i>Bedeutung der Schläge für Amphibien</i>	<i>Anzahl Schläge</i>	<i>Fläche [ha]</i>	<i>Anteil der Fläche an gesamt-ter Fläche</i>
Nicht relevant für Amphibien	5	220	12,8%
Schläge werden während der Migrationszeiten genutzt	37	1369	79,9%
Schläge werden ganzjährig von Amphibien genutzt	5	125	7,3%

Bei knapp 80 % der Fläche im Untersuchungsgebiet 3 wird davon ausgegangen, dass die Schläge während der Migrationszeiten von den Amphibien genutzt werden. 125 ha (7,3 %) wurden als sehr sensibel ausgewiesen, bei denen aufgrund der hohen Feldsolldichte von einer ganzjährigen Nutzung der Flächen durch Amphibien ausgegangen wurde. Für 220 ha (12,8 % der Fläche) wurde davon ausgegangen, dass die Flächen nicht relevant für Amphibien sind.

5.6.2 Störungspotential der landwirtschaftlichen Landnutzung im Untersuchungsraum

Erhebung der Amphibienfangzahlen

Für die Analyse des Gefährdungspotentials landwirtschaftlicher Maßnahmen aufgrund der zeitlichen Koinzidenz von Maßnahmen mit Migrationszeiten wurden nur die Amphibienarten herangezogen, die innerhalb der Untersuchung in größerem Umfang gefangen wurden. Es handelt sich dabei um folgende Arten:

Tab. 5-15: Fangzahlen von Amphibien im Untersuchungsraum 1995 und 1996 (Daten von Schneeweiß, 1997)

<i>Amphibienart</i>	<i>Deutscher Name</i>	<i>Fangzahlen insgesamt</i>	
		<i>1995</i>	<i>1996</i>
Bombina bombina	Rotbauchunke	326	704
Bufo bufo	Erdkröte	61	61
Pelobates fuscus	Knoblauchkröte	1050	1334
Rana arvalis	Moorfrosch	296	114
Rana esculenta	Teichfrosch	429	164
Triturus cristatus	Kammolch	209	176
Triturus vulgaris	Teichmolch	161	70

Vergleich der zeitlichen Verteilung des Anwanderungsverhalten mit der zeitlichen Verteilung relevanter landwirtschaftlicher Maßnahmen

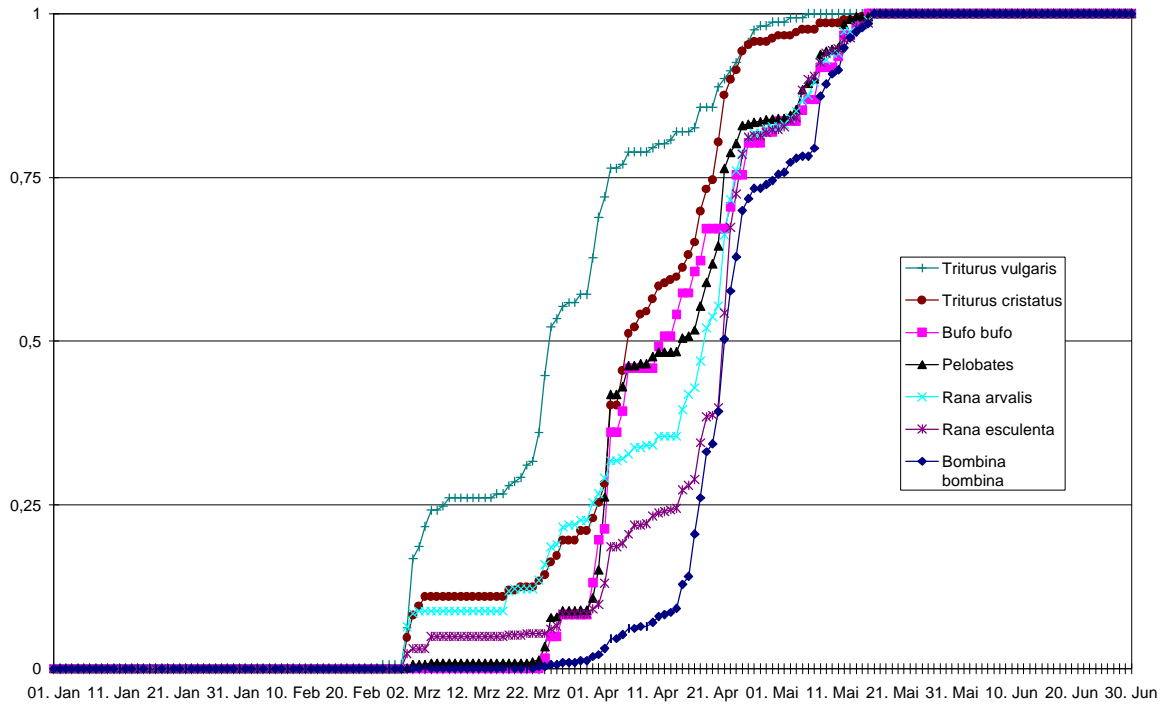


Abb. 5-21: Anwanderungsverhalten verschiedener Amphibienarten im Frühjahr 1995 (kumulierte Häufigkeiten)

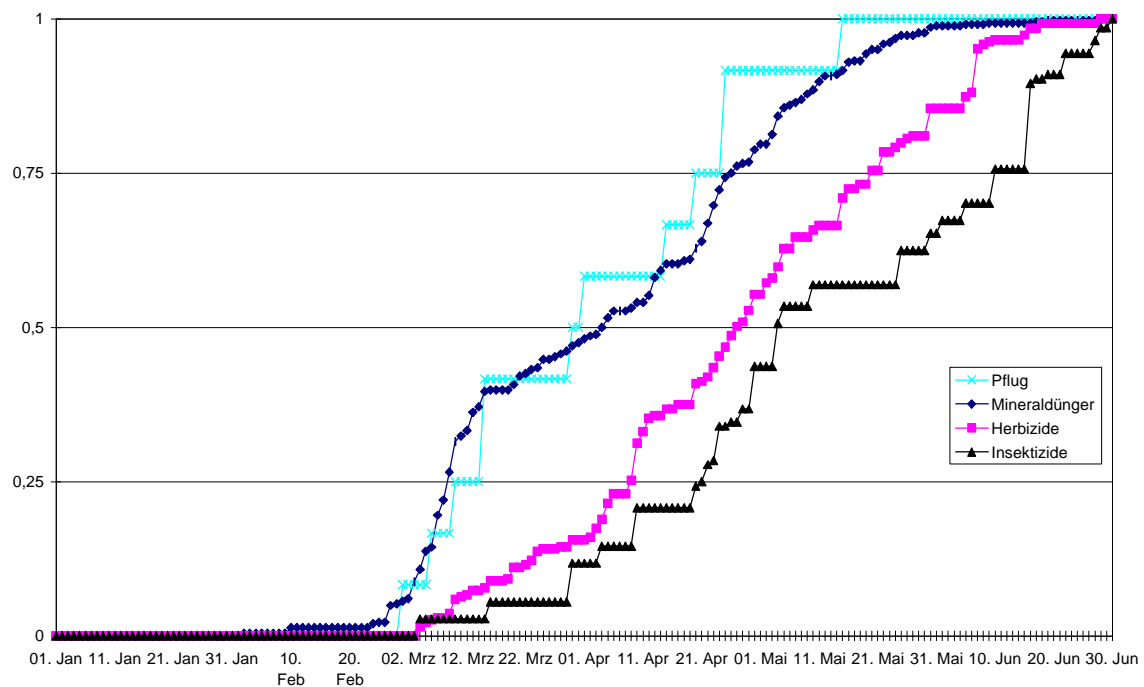


Abb. 5-22: Zeitliche Verteilung verschiedener landwirtschaftlicher Maßnahmen im Frühjahr 1995 (kumulierte Häufigkeiten)

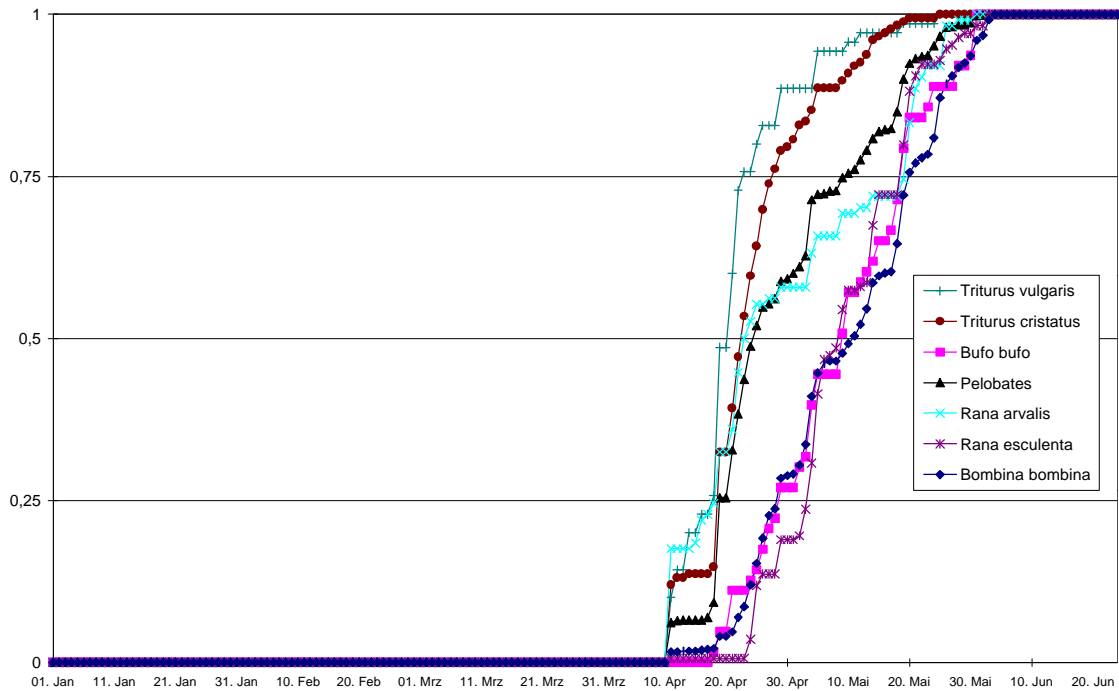


Abb. 5-23: Anwanderungsverhalten verschiedener Amphibienarten im Frühjahr 1995 (kumulierte Häufigkeiten)

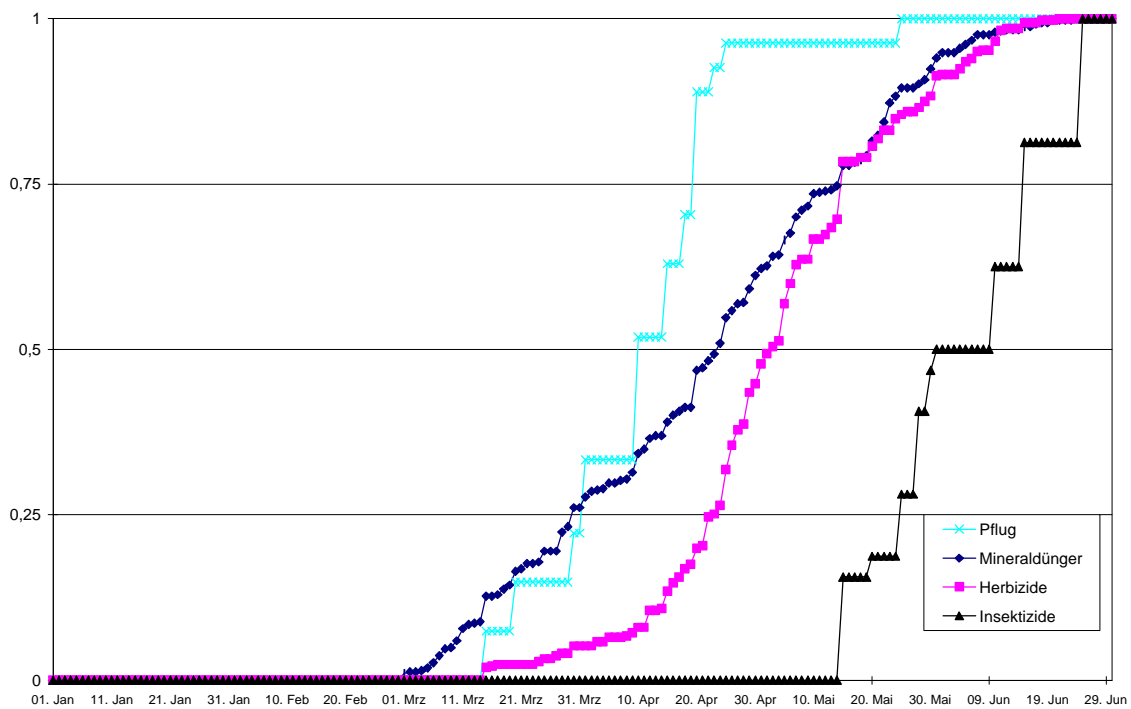


Abb. 5-24: Zeitliche Verteilung verschiedener landwirtschaftlicher Maßnahmen im Frühjahr 1996 (kumulierte Häufigkeiten)

Die Abbildungen 5-19 bis 5-24 zeigen die zeitliche Verteilung landwirtschaftlicher Maßnahmen und der Anwanderung verschiedener Amphibienarten für die Jahre 1995. Es zeigt sich,

dass sich die landwirtschaftlichen Aktivitäten und die Amphibienwanderungen sowohl im Jahr 1995 als auch 1996 vielfach zeitlich überschneiden. Es fällt auf, dass insbesondere im Jahr 1995 der Wanderungsbeginn der Amphibien mit dem Beginn für wichtige landwirtschaftliche Maßnahmen zusammenfällt.

Beim Vergleich der Jahre 1995 und 1996 fällt auf, dass sowohl Wanderungsbeginn, als auch Beginn der landwirtschaftlichen Maßnahmen zeitlich verzögert sind. Dies hängt mit den extremen Witterungsbedingungen im Frühjahr 1996 zusammen. In diesem Jahr blieb der Boden bis Mitte März gefroren. Erst Anfang April stiegen die Temperaturen schnell an, die landwirtschaftlichen Aktivitäten und die Wanderungen der Amphibien fanden in einem stark verkürzten Zeitraum statt. Im letzten Aprildrittel wanderten zum Beispiel 90% der Teichmolche (*Triturus vulgaris*). Im gleichen Zeitraum wurden knapp 50 % aller Pflugaktivitäten des Frühjahrs 1996 erledigt und 40% der Herbizidbehandlungen sowie ca. 30 % der Mineraldüngung durchgeführt.

Mit Hilfe der Korrelationsanalyse wurde der Zusammenhang zwischen der Verteilung der Amphibienanwanderung im Frühjahr (Tab. 5-18) bzw. der Amphibienabwanderung im Spätsommer (Tab.5-19) und verschiedener landwirtschaftlicher Maßnahmen analysiert .

Tab. 5-16: Korrelation (Spearmanische Rangkorrelationskoeffizient) zwischen der Anzahl verschiedener landwirtschaftlicher Maßnahmen und den täglichen Fangzahlen von Amphibien zur Frühjahrsanwanderung 1995 und 1996 (n=170 Tage, Signifikanzgrenzen (p<0,05): 0,16)

Amphibienart	Art der landwirtschaftlichen Maßnahme							
	Herbizide		Mineral-Düngung		Insektizide		Pflugaktivitäten	
	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996
Rotbauchunke (<i>Bombina bombina</i>)	0,40	0,62	0,39	0,52	0,26	0,17	n.s.	0,21
Erdkröte (<i>Bufo bufo</i>)	0,24	0,38	0,25	0,35	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Knoblauchkröte (<i>Pelobates fuscus</i>)	0,33	0,64	0,40	0,56	0,29	n.s.	n.s.	0,21
Moorfrosch (<i>Rana arvalis</i>)	0,31	0,44	0,31	0,36	0,19	n.s.	n.s.	0,32
Teichfrosch (<i>Rana esculenta</i>)	0,41	0,44	0,40	0,34	0,28	n.s.	n.s.	n.s.
Kammolch (<i>Triturus cristatus</i>)	0,31	0,48	0,35	0,42	0,19	n.s.	0,18	0,22
Teichmolch (<i>Triturus vulgaris</i>)	0,25	0,29	0,39	0,29	n.s.	n.s.	n.s.	0,33

Tab. 5-17: Korrelation (Spearmanische Rangkorrelationskoeffizient) zwischen der Anzahl verschiedener landwirtschaftlicher Maßnahmen und Anzahl gefangener Amphibien bei der Abwanderung 1.8.1995 - 31.12.1995 (n=152 Tage, Signifikanzgrenzen ($p < 0,05$): 0,16)

Amphibienart	Art der landwirtschaftlichen Maßnahme		
	Herbizide	Mineraldüngung	Pflugaktivitäten
Rotbauchunke (<i>Bombina bombina</i>)	0,16	n.s.	0,23
Knoblauchkröte (<i>Pelobates fuscus</i>)	n.s.	n.s.	0,23
Moorfrosch (<i>Rana arvalis</i>)	0,23	n.s.	0,18
Teichfrosch (<i>Rana esculenta</i>)	n.s.	n.s.	0,22
Kammolch (<i>Triturus cristatus</i>)	n.s.	n.s.	0,24
Teichmolch (<i>Triturus vulgaris</i>)	n.s.	n.s.	0,17

Es zeigt sich, dass bei allen Tierarten zur Frühjahrsanwanderung die Mineraldünger- und Herbizidapplikationen, zur Abwanderung im Spätsommer die Pflugaktivitäten signifikant und teilweise hoch korreliert sind. Es zeigt sich auch, dass die Korrelationen 1996 höher sind als 1995. Dies kann, wie oben bereits erwähnt, mit dem verkürzten Zeitraum im Frühjahr 1996 zusammenhängen, in dem sich sowohl die landwirtschaftlichen Maßnahmen, als auch die Amphibienanwanderung vollzog.

5.6.3 Bewertung der Modellverfahren - Amphibienschutz

Die Störungshäufigkeiten der modellhaften Anbauverfahren entsprechend Kapitel 4.3.6 zeigt Abb. 5-25. Überschneidungen der Wanderungszeiträume mit amphibienschädigenden Maschinen gibt es vor allem bei den Winter-, aber auch bei einigen Sommergetreidearten (Sommergerste, Hafer) und zum Teil bei anderen Kulturen (Sonnenblume, Öllein). Es handelt sich hierbei ausschließlich um die Pflugarbeiten, dessen Bearbeitungszeitraum sich teilweise mit dem Migrationszeitraum überschneidet. Die Mineraldüngerausbringung überlappt zeitlich bei mehreren Kulturen mit der Wanderung der Amphibien. Eine starke Übereinstimmung ist bei Zuckerrüben, Sonnenblumen, Sommerweizen, Öllein, Kartoffeln zu verzeichnen. Bei den Pflanzenschutzmitteln sticht vor allem der Winterraps hervor, bei dem die hohe Anzahl von Behandlungen und im Wanderungszeitraum zu hohen Störungshäufigkeiten führt. Bei den anderen Kulturen sind bis auf Luzerne, bei der keine Pflanzenschutzmittel vorgesehen sind, immer mehr oder weniger große Überschneidungen der Wanderzeiträume mit der Applikation festzustellen.

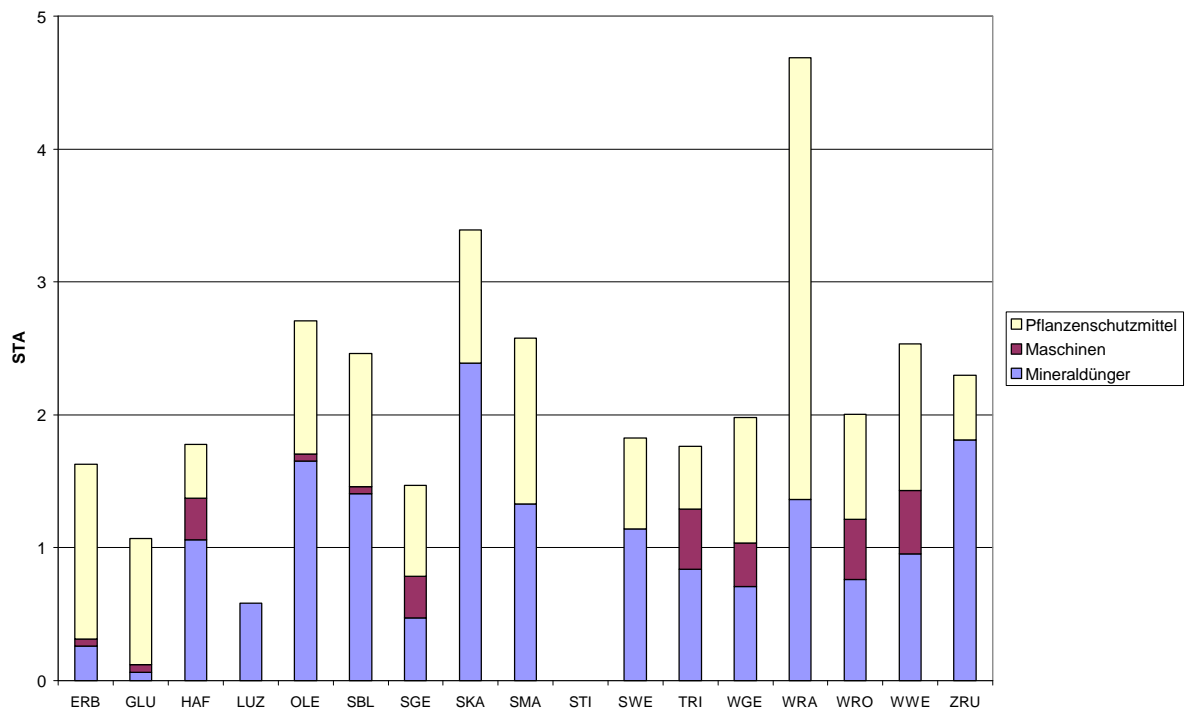


Abb. 5-25: Störungshäufigkeiten (STA) der Standardverfahren nach Kulturen

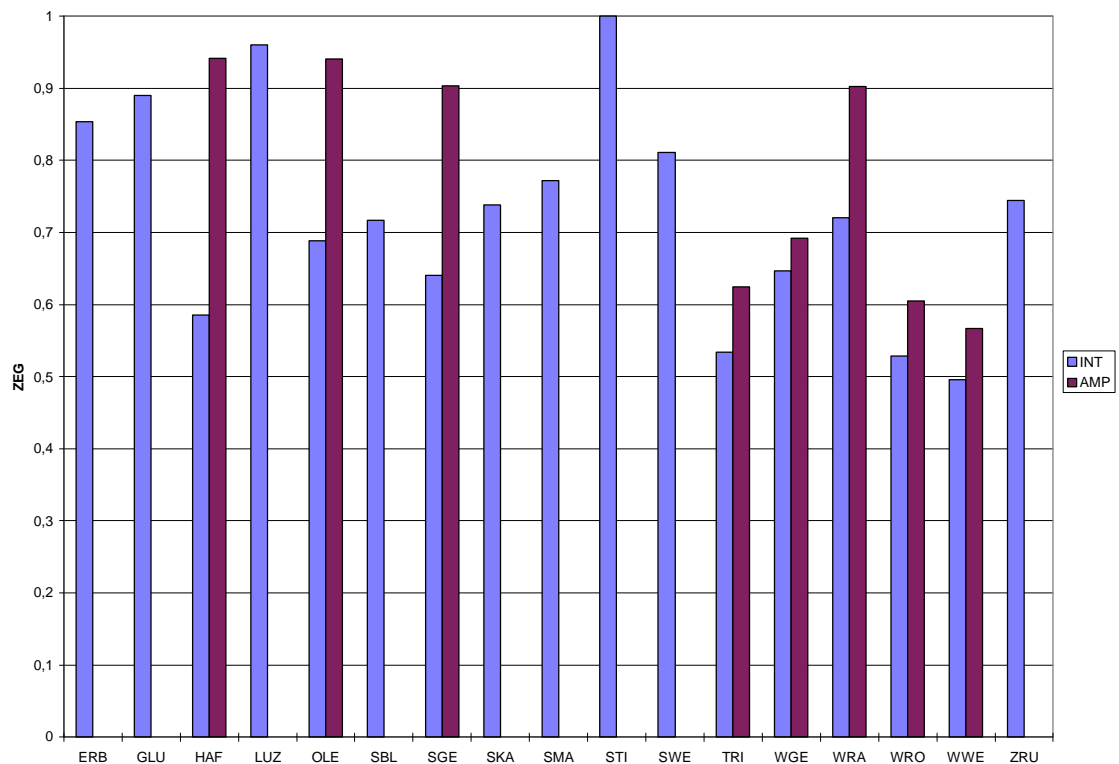


Abb. 5-26: Vergleich des Zielerreichungsgrades „Schutz der Amphibien“ bei Standardverfahren (INT) und zielangepassten Verfahren (AMP)

5.6.4 Diskussion Bedeutung der Landwirtschaft für Amphibien im Untersuchungsraum

Es konnte gezeigt werden, dass die Ausführung einiger landwirtschaftlicher Maßnahmen zeitlich hoch mit dem Migrationsverhalten der Amphibien korreliert ist. Die Ursache dafür ist, dass insbesondere im Frühjahr mit zunehmenden Temperaturen zu Vegetationsbeginn sowohl für die Landwirte die Notwendigkeit besteht, die Felder zu bestellen und Dünger bzw. Pflanzenschutzmittel auszubringen, als auch für die Amphibien der Drang besteht, die Laichgewässer aufzusuchen und die Reproduktion sicherzustellen. Dies trifft in größerem Maße zu, wenn aufgrund extremer Witterung die Zeiträume, in denen landwirtschaftliche Maßnahmen durchgeführt werden und die Amphibien wandern können verkürzt sind.

Bei den Amphibien geht man davon aus, dass der Auslöser zur Migration neben genetischen Faktoren von der Temperatur und der Luftfeuchte bestimmt ist (BLAB, 1986). Auch bei den Landwirten ist davon auszugehen, dass die Ausführung landwirtschaftlicher Maßnahmen eine Funktion von Wetter und betriebssystembedingten Zwängen ist. Es ist daher naheliegend, dass beide Prozesse miteinander korreliert sind. Mit dem vorgestellten Datenmaterial konnte dies für bestimmte landwirtschaftliche Maßnahmen bestätigt werden. Im Rahmen einer weitergehenden Analyse ist es denkbar zu untersuchen, welche Witterungsbedingungen sowohl bei landwirtschaftlichen Maßnahmen, als auch bei Amphibien zu verstärkten Aktivitäten führen.

Bei der Aggregation von Störungshäufigkeiten über die Anbauverfahren sind insbesondere bei den Kulturen Silomais und Zuckerrüben hohe zeitliche Koinzidenzen festgestellt worden. Dies liegt an der hohen Bearbeitungsintensität dieser Kulturen und an der kulturspezifischen Ausgestaltung der Anbauverfahren.

Die Störungshäufigkeiten von Modelldaten und Daten aus der Landnutzung stimmen weitgehend überein, so dass davon ausgegangen werden kann, dass mit den Modelldaten die Störungswahrscheinlichkeit in der Realität gut abgebildet wird.

5.7 Eignungsbewertung hinsichtlich Verbesserung der Habitatqualität des Kranichs

5.7.1 Bewertungsergebnisse der Modellverfahren - Kranichschutz

Die Bewertungsergebnisse der Modellverfahren entsprechend der unter 4.7.3 beschriebenen Regeln zeigt Abb. 5-27. Es zeigt sich die deutliche Differenzierung nach dem eingeschätzten Futterwert des Nebenproduktes der angebauten Kulturen. Die Differenzierung zwischen den Standortgruppen ist marginal und darin begründet, dass auf den leichten Standorten einige Verfahrensschritte teilweise ausgelassen wurden und eine geringere Störungshäufigkeit zur Folge haben. Die insgesamt eher schlechte Bewertung der Verfahren liegt in dem frühen Umbruchtermin für alle Verfahren begründet. Verfahren mit Zwischenfrucht oder Direktsaatverfahren sind entsprechend besser bewertet worden, da bei diesen die Erntereste länger verfügbar sind.

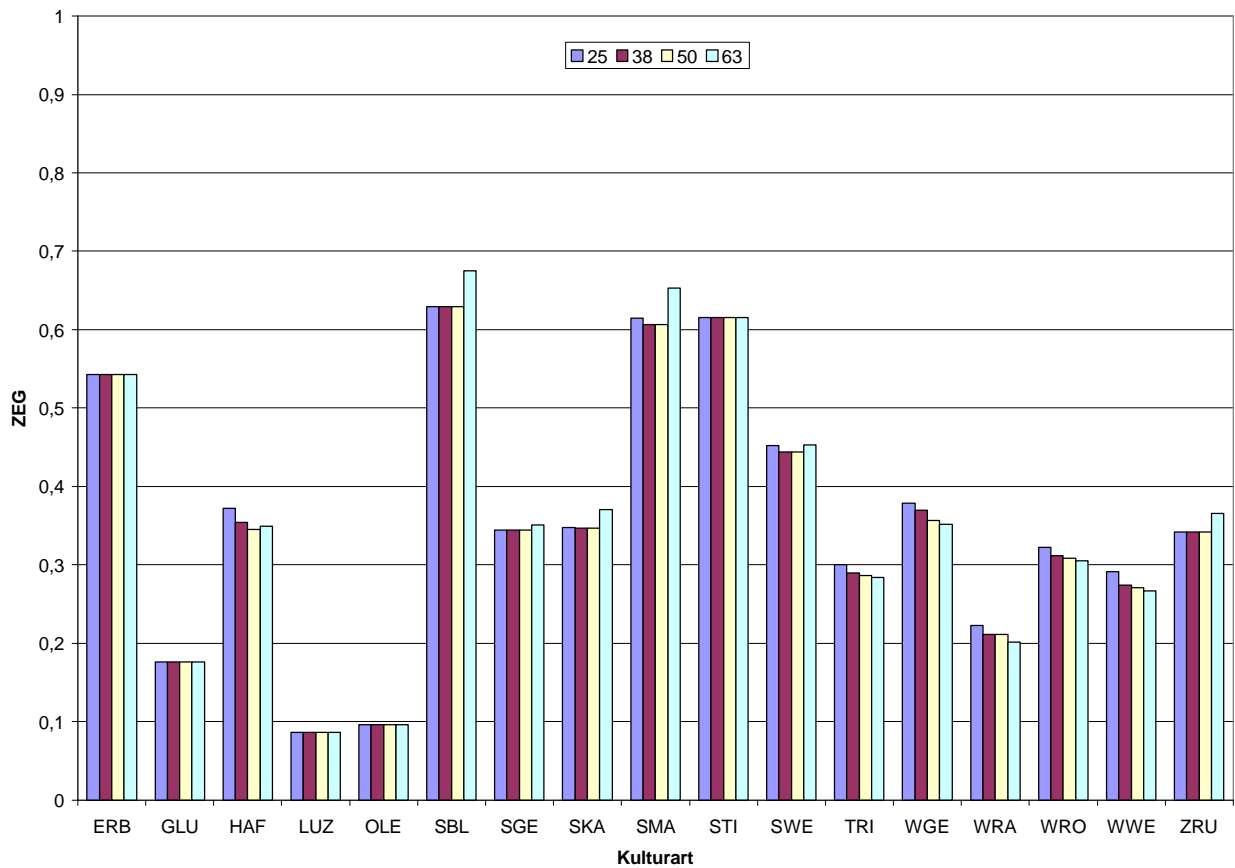


Abb. 5-27: Zielerreichungsgrade „Verbesserung der Lebensraumqualität für den Kranich“ der Standardverfahren nach Kulturen in Abhängigkeit von Ackerzahl

5.7.2 Diskussion der Bedeutung der Landwirtschaft für den Kranichschutz

Wie bereits erwähnt beschränkt sich die Analyse der Landwirtschaft für den Kranichschutz auf die modellhaften Verfahren, da die Landschaft im Untersuchungsraum und die dort praktizierte Landnutzung in einer anderen Arbeit behandelt werden (WILKENING, 1999). Die Einschätzung der Verfahren erfolgt aufgrund der Kulturart, dem Umbruchtermin und der Störungshäufigkeit während der Rast. Die mit den beschriebenen Modellverfahren verbundene Futtergrundlage für die Kraniche lassen sich nur schwer abschätzen, da die Futterverfügbarkeit auch von der Erntetechnologie und anderen Faktoren zusammenhängt, die sich nicht alleine aus den Modelldaten abschätzen lassen. Insofern stellt die Klassifikation der Kulturarten hinsichtlich der Nutzbarkeit für Kraniche ein Kompromiss dar, mit dem mit dem gegebenen Datenmaterial Aussagen ableitbar sind. Mit dem Umbruchtermin soll die Dauer der Verfügbarkeit von Nebenprodukten auf dem Acker indiziert werden. Die für die Nahrungsverfügbarkeit entscheidende Vorfrucht-Nachfrucht Konstellation konnte in der *a priori* Bewertung der Verfahren nicht berücksichtigt werden. Der Umbruchtermin des Prüfverfahrens stellt somit auch ein Kompromiss dar.

Für einen gezielten Kranichschutz durch Maßnahmen auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche müsste geprüft werden, inwiefern eine gezielte Ablenkfütterung auf einer begrenzten Fläche zum Beispiel durch gehäckselten Mais vorteilhafter ist, als die durch die Kulturen entstehenden Nebenprodukte. Die Ablenkfütterung kann auf konzentrierten Flächen erfolgen und vermeidet Schäden an Kulturpflanzen für die Landwirte, die hier nicht berücksichtigt wurden.

6 Zusammenführung der Ergebnisse

6.1 Beziehungen der Umweltqualitätsziele zueinander

Die Beziehung der Umweltqualitätsziele zueinander ergeben sich aus Parametern der Landnutzung, die auf verschiedene Umweltqualitätsziele einen Einfluss haben. Wenn der Einfluss gleichgerichtet ist, ist mit einer positiven Korrelation zu rechnen, bei entgegengerichtetem Einfluss entsprechend negativ. Korrelationen können sich allerdings auch aufgrund der Zusammenstellung von Maßnahmen bei den Anbauverfahren ergeben. Die Korrelationen zwischen den Zielerreichungsgraden der Modellverfahren stellen einen systembedingten Zusammenhang dar. Mit Hilfe der Korrelationsrechnung lassen sich die Beziehungen der Ziele zueinander abbilden und diskutieren.

Tab. 6-1: Korrelation der Zielerreichungsgrade zueinander (nach Pearson, n = 1732)

	<i>Nitrataustrag</i>	<i>Grundwasserneubildung</i>	<i>Winderosion</i>	<i>Wassererosion</i>	<i>Rebhuhn-schutz</i>	<i>Amphibien-schutz</i>	<i>Kranich-schutz</i>
<i>Nitrataustrag</i>	1						
<i>Grundwasserneubildung</i>	-0,103 ***	1					
<i>Winderosion</i>	0,252 ***	-0,545 ***	1				
<i>Wassererosion</i>	0,269 ***	-0,469 ***	0,777 ***	1			
<i>Rebhuhn-schutz</i>	0,241 ***	-0,025 n.s.	0,440 ***	0,261 ***	1		
<i>Amphibien-schutz</i>	0,252 ***	0,208 ***	-0,206 ***	-0,248 ***	0,107 ***	1	
<i>Kranich-schutz</i>	-0,034 n.s.	0,479 ***	-0,435 ***	-0,361 ***	0,007 n. s.	0,174 ***	1

*** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,001 (2-seitig) signifikant.

Die Korrelationskoeffizienten zeigen den stochastischen Zusammenhang der Zielerreichungsgrade der betrachteten Umweltqualitätsziele an. Das höchste Korrelationsmaß zeigt sich zwischen den Zielerreichungsgraden für Winderosion und Wassererosion. Der Grund dafür ist darin zu sehen, dass bei beiden Umweltqualitätszielen teilweise die gleichen Parameter ausschlaggebend für die Bewertung sind. Deutliche ($r > 0,4$) proportionale Beziehungen zeigen sich darüber hinaus bei Winderosion und Rebhuhnschutz sowie bei Grundwasserneubildung und Kranichschutz. Die Ursache für den berechneten Zusammenhang zwischen Rebhuhnschutz und Winderosionsschutz könnte darin liegen, dass die Kulturarten, deren Anfälligkeit für Winderosion als gering eingeschätzt wurde, auch wenig Störungen für Rebhühner aufweisen. Der Zusammenhang der Zielerreichungsgrade für Grundwasserneubildung und Kranichschutz liegt darin begründet, dass der Anbau von Sommerungen wie Mais, Sonnenblumen und Erbsen sowohl für Kraniche, als auch für die Grundwasserneubildung zu hohen Zielerreichungsgraden führt. Mehrjähriger Futterbau wird für beide Ziele schlecht bewertet. Für einige

weitere Zielpaare gibt es positive Korrelationen mit Korrelationskoeffizienten $< 0,3$. Die Ursache dafür kann teilweise darin gesehen werden, dass mit zunehmender Intensität der Nutzung die Zielerreichungsgrade bei verschiedenen Zielen in ähnlicher Weise abnehmen (z.B.: Nitrataustrag vs. Rebhuhnschutz; Nitrataustrag vs. Amphibienschutz; Amphibienschutz vs. Rebhuhnschutz; Amphibienschutz vs. Kranichschutz). Bei anderen Zielpaaren treten hohe Korrelationen eher aufgrund der Bewertung bestimmter Kulturarten, die für mehrere Ziele in gleicher Weise bewertet werden, auf (Erosion vs. Nitrataustrag; Grundwasserneubildung vs. Amphibienschutz).

Neben den positiven Korrelationen zeigen sich auch negative Korrelationen, die auf Zielkonflikte hinweisen. Dieses ist zwischen den Erosionszielen und verschiedenen anderen Zielen (Grundwasserneubildung, Kranichschutz, Amphibienschutz) festzustellen. Die Ursachen dafür liegen in der unterschiedlichen Bedeutung von bestimmten Sommerungen, die für das eine Ziel positiv, das andere Ziel negativ sind. Silomais, Kartoffeln und Zuckerrüben sind zum Beispiel für den Kranich eher günstig, für die Erosionsanfälligkeit eher ungünstig.

6.2 Mehrzieloptimierung auf betrieblicher Ebene

Eine weitere Möglichkeit, die Auswirkung der Landnutzung auf unterschiedliche Ziele zu analysieren, bietet die Mehrzieloptimierung (KÄCHELE & ZANDER, 1998; ZANDER & KÄCHELE, 1999). Dabei wird das Betriebssystem als Entscheidungsinstanz berücksichtigt, das durch die Auswahl von Verfahren der Landnutzung auf den Flächen des Betriebes die Zielerreichung der Umweltqualitätsziele bestimmt.

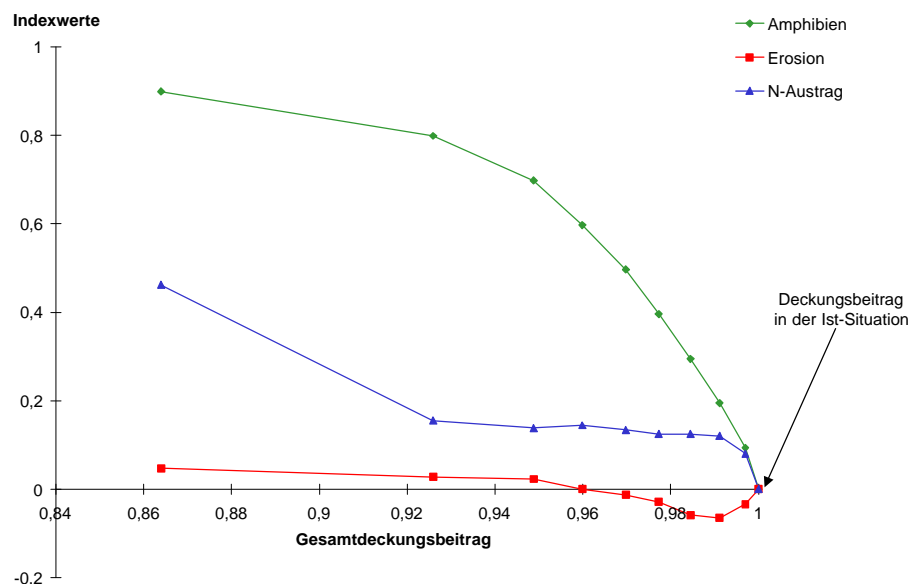


Abb. 6-1: Trade-off zwischen dem betrieblichen Gesamtdeckungsbeitrag und dem Zielerreichungsgrad des Amphibienschutzes sowie Auswirkungen auf andere Umweltqualitätsziele (aus Kächele & Zander, 1998)

Durch die Einbeziehung von kardinalen Zielwerten verschiedener Umweltqualitätsziele in ein betriebliches Optimierungsprogramm ist es möglich, den Gesamtzielerreichungsgrad einzelner Umweltqualitätsziele für den Betrieb während der Optimierung zu berechnen und für diesen Gesamtzielerreichungsgrad Mindestwerte zu formulieren. In Abb. 6-1 ist ein Beispiel für eine Trade - Off Funktion aufgeführt. Hierbei wurde, ausgehend von der Situation mit maximalem Gesamtdeckungsbeitrag, in mehreren Simulationen der minimale Gesamtzielerreichungsgrad für den Amphibienschutz schrittweise erhöht. Das Betriebsmodell errechnet unter Berücksichtigung der innerbetrieblichen Restriktionen z.B. Arbeitskräfte, Futtererzeugung und Wirtschaftsdüngerverbrauch sowie der schlaginternen, phytosanitären und technischen Fruchtfolgerestriktionen die wirtschaftlich vorzüglichsten Fruchtfolgen. Es zeigt sich, dass eine schrittweise Verbesserung des Amphibienindex nur geringe Einbußen beim Gesamtdeckungsbeitrag mit sich bringen. Erst bei einer stärkeren Berücksichtigung des Amphibienschutzes (>70%) nehmen die Einbußen mit zunehmendem Zielerreichungsgrad für Amphibienschutz zu (zunehmende Grenzkosten). Um die Kosten für die Landwirte bzw. für die Gesellschaft gering zu halten, ist es daher zweckmäßig, die Zielerreichung verschiedener Umweltqualitätsziele mit den entstehenden Kosten abzuwägen und einen Kompromiss zu finden. Es zeigt sich allerdings auch, dass sich die Auswirkungen der Optimierung nach einem Umweltqualitätsziel auf die anderen Ziele bei zunehmender Berücksichtigung des einen Umweltqualitätsziels ändern können. Im vorliegenden Beispiel bewirkt eine Optimierung für Amphibien auf bis zu 60% eine leichte Verschlechterung des Zielerreichungsgrades Erosion gegenüber der Ausgangssituation. Wenn allerdings der Amphibienschutz zu mehr als 60% verfolgt werden soll, sind höhere Zielerreichungsgrade für den Erosionsschutz zu verzeichnen. Die mit der Korrelationsanalyse berechneten negativen Korrelationskoeffizienten zwischen Wassererosion und Amphibienschutz bedeuten nach diesen Ergebnissen nicht, dass eine Berücksichtigung des Amphibienschutzes notwendigerweise geringere Zielerreichungsgrade für Wassererosion zur Folge haben muss. Aussagen zu Zieldivergenz und Zielkonvergenz lassen sich nur schwer verallgemeinern. Zielkonflikte entstehen letztendlich nur dann, wenn Anbauverfahren mit unterschiedlicher Wirkung für verschiedene Ziele an einem Standort angewendet werden, auf dem diese Ziele relevant sind. Durch Berücksichtigung der Standortqualitäten und der Empfindlichkeit für verschiedene Umweltqualitätsziele lassen sich viele Ziele zu einem großen Teil erreichen.

6.3 Anwendung der bewerteten Modellverfahren für Szenarien der Landnutzung

Im Rahmen des BMBF-DBU-Verbundprojektes wurden Szenarien für die Landwirtschaft entwickelt, die mögliche zukünftige Rahmenbedingungen für die Landwirtschaft abbilden (ZANDER et al., 1996). Diese bildeten die Grundlage für Optimierungsrechnungen von zwei theoretischen Betriebsmodellen, um die Auswirkungen der Rahmenbedingungen auf die Landnutzungsänderung abschätzen zu können. Die Betriebsrechnungen basieren auf den beschriebenen modellhaften Anbauverfahren in Abhängigkeit von schlagspezifischen Standortfaktoren (ZANDER, 1997). Tab. 6-2 gibt einen Überblick über die Szenarien, für die Betriebsrechnungen durchgeführt wurden.

Tab. 6-2: Rahmenbedingungen in fünf untersuchten Politikvarianten

Szenario	Agrarpolitische und juristische Rahmenbedingungen
Ausgangssituation (1997)	Fördersituation der Jahre 1996/97 (Preisausgleichszahlungen als Produkt/Flächenprämien)
Vorrang für den Schutz der Naturgüter Wasser und Boden	Grundförderung bei Einhaltung definierter Obergrenzen der N-Düngung, zusätzliche Anreizförderung bei weiterer Extensivierung oder Nutzungsumwandlung
Flächenprämie	Nach KIRSCHKE ET AL. (1996; Politikvariante 3): Ackerförderung als Flächenförderung ohne Flächenstilllegungsverpflichtung. Reduktion des Fördervolumens auf 80% des bisherigen Förderbetrags für Ackerfrüchte in den neuen Bundesländern, Tierhaltungsprämien wie 1997.
Kombinierte Arbeits- und Flächenprämie	Nach KIRSCHKE ET AL. (1996; Politikvariante 6): Gegenüber den bisherigen Rahmenbedingungen deutlich reduzierte standortunabhängige Flächenförderung (250,- DM/ha LF) in Kombination mit Lohnsubvention (5,- DM/Akh; berechnet nach kalkulatorischem Arbeitsbedarf)
Subventionsfreie Landwirtschaft	Wegfall aller produkt- und flächengebundenen Fördermittel

Das Betriebsmodell optimiert die Faktorallokation des Modellbetriebes in Abhängigkeit von den gegebenen Rahmenbedingungen und den betrieblichen Strukturen. Die Modellrechnungen wurden für einen ausschließlich marktfruchtorientierten und einen tierhaltenden Betrieb mit den Flächen des Untersuchungsgebietes 3 durchgeführt. Aus der Aggregation der Zielerreichungsgrade für die verwendeten Anbauverfahren lassen sich die Auswirkungen der Rahmenbedingungen über die veränderten Anbaustrukturen auf die Zielerreichung der Umweltqualitätsziele bestimmen. Hierzu wurden die unterschiedlichen Potentiale, bzw. Sensibilitäten der Schläge berücksichtigt. Diese wurden für das Untersuchungsgebiet 3 von HEIDT et al. (1997) bestimmt. Jedem Schlag innerhalb des Untersuchungsgebietes ist auf der Grundlage von Experteneinschätzung und eines Prioritätensetzungsverfahrens ein hohes, mittleres oder kein Potential für jedes Umweltqualitätsziel zugeordnet. Für die Aggregation der durch die landwirtschaftliche Landnutzung erreichten Zielerreichungsgrade wurden die Zielerreichungsgrade mit einem entsprechenden Faktor für das Schlagpotential multipliziert. Dieser Faktor war bei einem hohen Potential 1, bei mittlerem Potential 0,5 und bei keinem Potential 0. Die Summe der Produkte aus Schlagpotential und verfahrensspezifischem Zielerreichungsgrad wurde durch die Summe des Schlagpotentials über die Schläge des Untersuchungsgebietes 3 geteilt. Der Quotient zeigt die mittlere Zielerreichung auf einem Schlag mit Potential an (Formel 6-1).

$$ZEG_z = \frac{\sum_{s=1}^n (ZEG_{z,av,s} \cdot P_{z,s})}{\sum_{s=1}^n P_{z,s}} \quad (6-1)$$

- ZEG_z : mittlerer Zielerreichungsgrad eines Umweltqualitätsziels z auf einem Schlag mit Potential für das Ziel
- $ZEG_{z,av,s}$: Zielerreichungsgrad eines Umweltqualitätsziels z auf dem Schlag s mit dem Anbauverfahren av
- $P_{z,s}$: Potential oder Sensibilität des Schlages s gegenüber Umweltqualitätsziel z

In Abbildungen 6-2 und 6-3 sind die Auswirkungen der unterschiedlichen Rahmenbedingungen auf die Umweltqualitätsziele abgebildet.

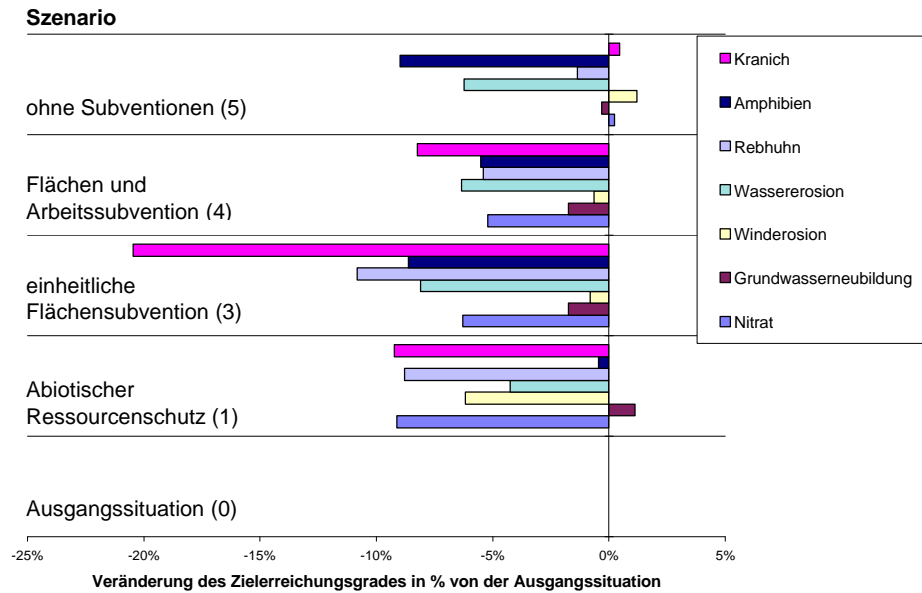


Abb. 6-2: Auswirkungen der Veränderung der Rahmenbedingungen auf Umweltqualitätsziele (Marktfruchtbetrieb)

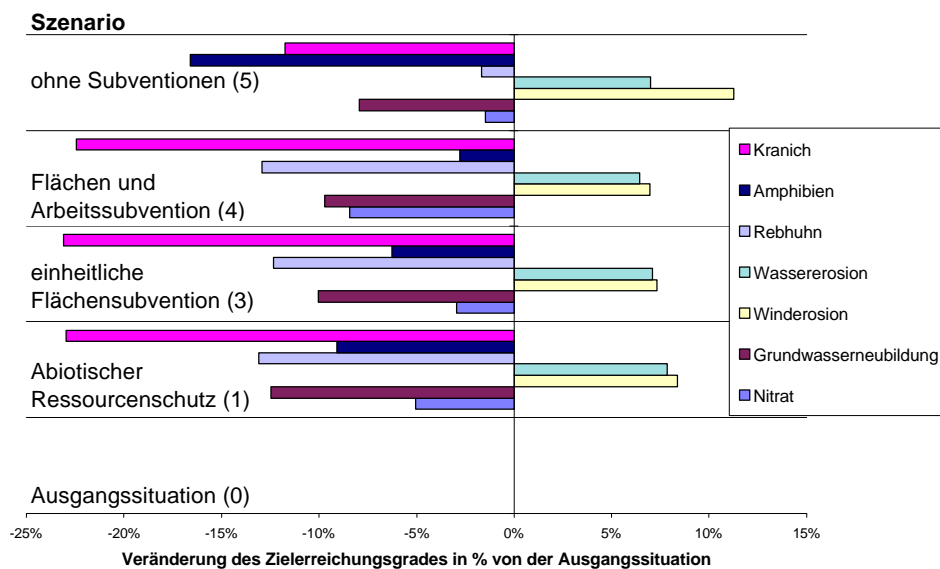


Abb. 6-3: Auswirkungen der Veränderung von Rahmenbedingungen auf Umweltqualitätsziele (Gemischtbetrieb mit Viehhaltung)

6 Zusammenführung der Ergebnisse

Die Darstellungen zeigen, dass sich durch die vorgegebenen Szenarien für fast alle Umweltqualitätsziele eine Verschlechterung gegenüber dem Ausgangszustand ergibt. Lediglich bei dem viehhaltenden Modellbetrieb zeigt sich eine leichte Verbesserung bei den Erosionsschutzziele und dem damit in Verbindung stehenden Ziel des Schutzes der Gewässer vor Oberflächeneintrag. Die Veränderungen sind in erster Linie durch die unterschiedliche Anbaustruktur in den Szenarien bedingt. Eine Übersicht über die Veränderung der Anbaustruktur in den Szenarien ist im Anhang dargestellt. In allen Szenarien werden weniger Stilllegungen veranschlagt als in der Ausgangssituation, da die zur Zeit bestehende Stilllegungsverpflichtung in den Szenarien wegfällt. Da das Modellverfahren der Stilllegung mit wenig Störungen verbunden ist und bei den meisten Umweltqualitätszielen günstig bewertet wird, hat der Anteil der Stilllegungen am Gesamtanbauumfang einen großen Einfluss auf den gesamten Zielerreichungsgrad.

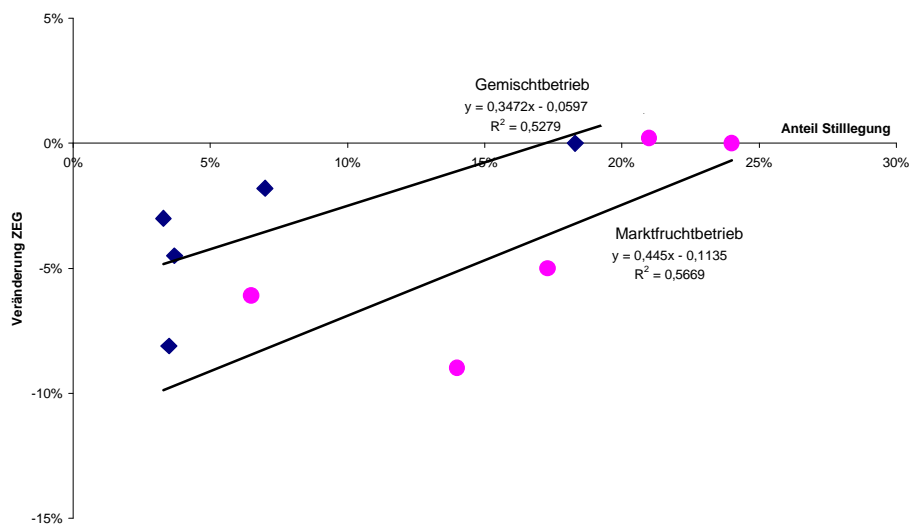


Abb. 6-4: Zusammenhang zwischen Anteil der Stilllegung an landwirtschaftlich genutzter Fläche und Veränderung des Zielerreichungsgrades „Schutz vor N-Austrag“ in den Szenarien für einen Marktfrucht- bzw. Gemischtbetrieb (Daten nach ZANDER, 1997 und eigene Berechnungen)

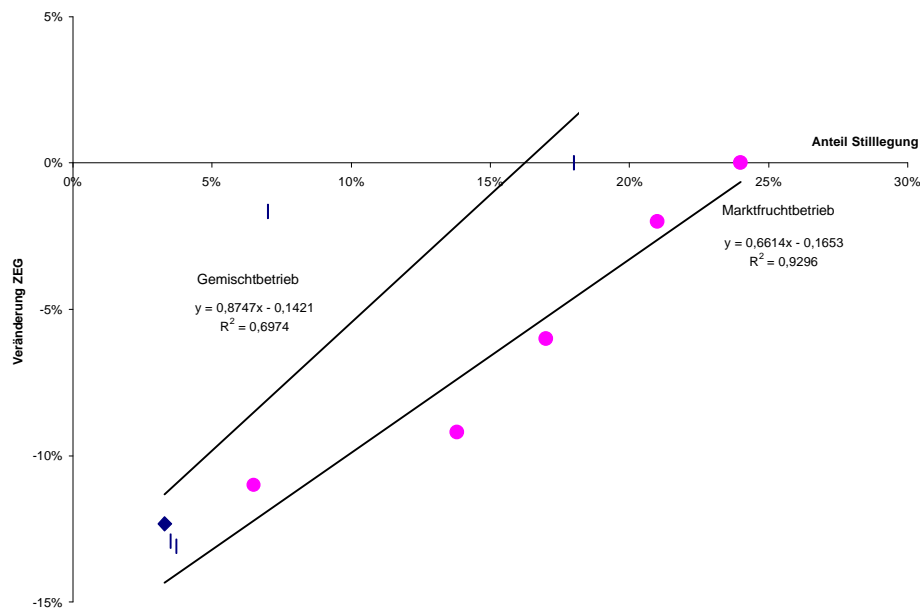


Abb. 6-5: Zusammenhang zwischen Anteil der Stilllegung an landwirtschaftlich genutzter Fläche und Veränderung des Zielerreichungsgrades „Schutz des Rebhuhns“ in den Szenarien für einen Marktfrucht- bzw. Gemischtbetrieb (Daten nach ZANDER, 1997 und eigene Berechnungen)

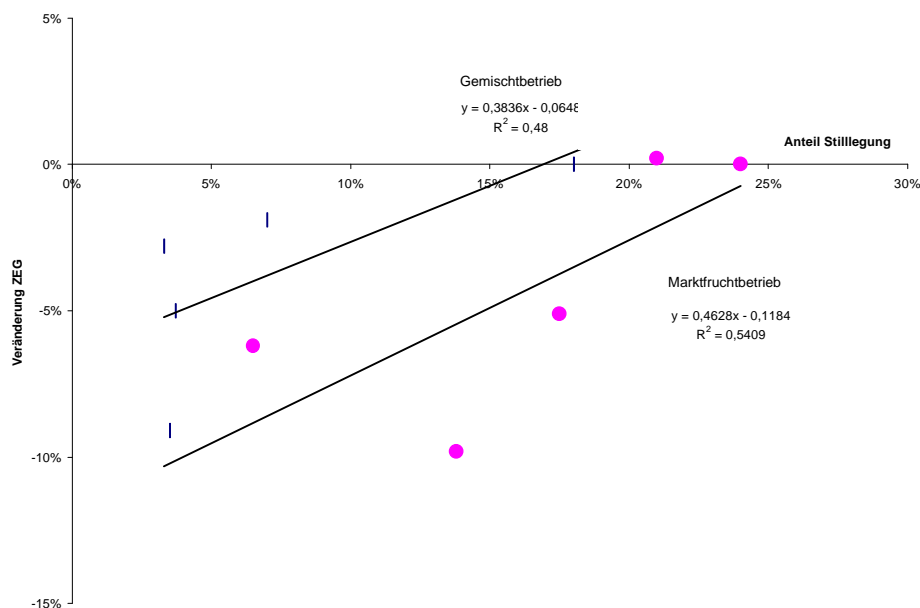


Abb. 6-6: Zusammenhang zwischen Anteil der Stilllegung an landwirtschaftlich genutzter Fläche und Veränderung des Zielerreichungsgrades „Schutz der Amphibien“ in den Szenarien für einen Marktfrucht- bzw. Gemischtbetrieb (Daten nach ZANDER, 1997 und eigene Berechnungen)

Die Bedeutung des Anteils der Stilllegung für den Zielerreichungsgrad kann analysiert werden, indem der Anteil der Stilllegung in den jeweiligen Szenarien mit dem Gesamtzielerreichungsgrad verglichen wird. Abbildungen 6-4 bis 6-6 zeigen den Zusammenhang des Anteils der Stilllegungen an der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche zu der Veränderung des durchschnittlichen Zielerreichungsgrades in % von der Ausgangssituation jeweils für den Marktfruchtbetrieb und den Gemischtbetrieb. Es zeigt sich für die Zielwerte für Stickstoffaustrag, Amphibienschutz und Rebhuhnschutz mehr oder weniger deutlich, dass die Zielerreichungsgrade mit abnehmendem Stilllegungsanteil geringer werden. Die Bedeutung der Stilllegung für Ziele des Umwelt- und Naturschutzes wurden bei der Festlegung der Szenarien nicht berücksichtigt. Alle definierten Szenarien gingen von einem geringeren Stilllegungsanteil aus als der, der zur Zeit aufgrund der agrarpolitischen Rahmenbedingungen vorgegeben ist. Die hier vorgestellten Berechnungen zeigen, dass der Anteil der Stilllegung an der landwirtschaftlich genutzten Fläche viele Umweltqualitätsziele bestimmt. Bei der Diskussion um neue Förderinstrumentarien für den Umwelt- und Naturschutz sollten daher die Stilllegungen als mehr oder weniger störungsfreier Raum in der Agrarlandschaft berücksichtigt werden.

7 Schlussfolgerungen und Diskussion

Die vorliegende Arbeit widmet sich der Problematik, wie mehrere Umweltqualitätsziele durch Landnutzungssysteme beeinflusst werden. Vor- und Nachteile der landwirtschaftlichen Bodennutzung werden transparent dargestellt, wobei alle Umweltqualitätsziele parallel behandelt und damit die Komplexwirkungen herausgearbeitet werden können.

Mit Hilfe dieser Methodik wurde aufgezeigt, dass es grundsätzlich möglich ist, Verfahren der Landnutzung

- in ihrer Wirkung auf komplexe Agrarökosysteme abzubilden,
- zu analysieren,
- auf ihren Einfluss hinsichtlich der Zielerreichungsgrade für Umweltqualitätsziele zu evaluieren,
- und somit zielgerichtet zu gestalten und an gegebene Ziele anzupassen.

Darüber hinaus erlaubt die systematische Bewertung der Anbauverfahren, Beziehungen zwischen den Zielen hinsichtlich der Zielkonvergenz und Zieldivergenz zu analysieren. Dabei zeigte sich, dass das Auftreten von Zielkonflikten in einem engen Zusammenhang mit den Wechselwirkungen zwischen Standortbedingungen und Anbauverfahren steht. Aufbauend auf der vorgestellten Methodik können derartige Konfliktsituationen mit Hilfe eines Betriebsmodells erfasst und auf der Basis ökonomischer Optimierungsansätze zur Lösung gebracht werden (ZANDER & KÄCHELE, 1999).

Neben der kritischen Diskussion der konkreten Arbeitsinhalte, wie sie beispielhaft an verschiedenen biotischen und abiotischen Parametern in den folgenden Punkten vorgenommen wird, stellen sich Fragen nach der grundsätzlichen Einordnung der wissenschaftlichen Vorgehensweise (PIORR 1998; PIORR & BORK 1999).

Wie können komplexe Systeme wie Agrarökosysteme abgebildet werden, um quantitative Aussagen über positive und negative Entwicklungen machen zu können?

Wie können Informationen über die Einflüsse von Produktionssystemen, die ihrerseits auch komplexer Natur sind, auf das Agrarökosystem gewonnen werden?

Welche Parameter können als Repräsentanten des Gesamtsystems als Indikatoren dienen?

Welche Grenzen der Aussagefähigkeit der Indikatoren müssen beachtet werden?

Wie kann der Bezug zwischen der klassischen punktuellen, naturwissenschaftlichen Analyse einzelner Parameter und dem Raum hergestellt werden, um mindestens auf der Betriebsebene, d.h. der untersten Entscheidungsebene der landwirtschaftlichen Erzeugung, zu Lösungsansätzen hinsichtlich einer umweltverträglicheren Produktion zu gelangen?

Wie kann die zeitliche Dimension in die systematische Analyse und Bewertung einfließen, um die Methodik mit einer dynamischen Reaktionsmatrix auszurüsten?

Diese Fragen weisen auf den erheblichen Bedarf in der Ökosystemforschung hin. In Bezug auf die vorliegenden Ergebnisse werden die Möglichkeiten und Grenzen der Bewertung und Entwicklung von Verfahren der Landnutzung im Hinblick auf ihre Wirkung auf Ziele des Umwelt- und Naturschutzes diskutiert. Alle derartigen Ansätze sind durch das Wissen über die Zusammenhänge zwischen Landnutzung und Zielen des Umwelt- und Naturschutzes limi-

tiert, so dass folgende Unsicherheiten die Möglichkeiten und Grenzen der Bewertung von Agrarökosystemen bestimmen:

1. Unsicherheiten bei der Konkretisierung der Ziele

Die Operationalisierung von Zielen des Umwelt- und Naturschutzes bedarf der Konkretisierung derselben (KIEMSTEDT, 1991; HAMPICKE, 1994). Die Konkretisierung muss inhaltlicher und räumlicher Art sein. Das heißt, zum einen müssen Umwelt- und Naturschutzziele so formuliert sein, dass aus ihnen Handlungsanweisungen ableitbar sind, zum anderen muss geklärt sein, wo oder in welcher räumlichen Dichte dieses Ziel verwirklicht werden soll. Die Notwendigkeit der hierarchischen Einbindung mit Leitbildern bzw. Leitlinien wurde in Kapitel 2.1 erwähnt. Innerhalb des Verbundprojektes wurden Leitbilder für verschiedene definierte Raumeinheiten auf der Basis der landschaftlichen Eigenart entwickelt (HEIDT ET AL. 1997; PLACHTER UND WERNER, 1998). Das verfolgte Verfahren der Zielsetzung führte allerdings dazu, dass im Untersuchungsgebiet 3 auf allen Schlägen bis auf 14,5 ha mindestens ein Umweltqualitätsziel mit höchster Priorität umzusetzen war. Es konnte gezeigt werden (MEYER-AURICH, 1997), dass eine Umsetzung nur der Umweltqualitätsziele mit höchster Priorität den Landwirt in seiner Entscheidungsfreiheit stark einschränken würde. Die Anwendung von zielangepassten Verfahren für diese Flächen wäre mit sehr hohen Opportunitätskosten verbunden. Neben den Schwierigkeiten der Umsetzung ist ein Problem dieses Zielfindungsansatzes, dass nicht deutlich wird, an welcher Stelle des Bewertungsverfahrens sich der normative Teil der Bewertung befindet. Die Normensetzung erfolgte mit der Formulierung der Umweltqualitätsziele und mit den Regeln, die zu den unterschiedlichen Prioritäten in den definierten Raumeinheiten erstellt wurden. Beide Normsetzungen wurden bei der Zielfestlegung des Umweltqualitätszielkonzepts von HEIDT et al. (1997) in einem nicht weiter dokumentierten Prozess durch die Autoren gesetzt. EWERS & HASSEL (1997) bezeichnen diese Art der Zielfindung als "expertokratisch", die sich durch hohe Qualität, aber geringe demokratische Legitimation auszeichnet. Letztendlich müssen die Ziele des Umwelt- und Naturschutzes jedoch von den in dem betrachteten Raum handelnden Menschen akzeptiert und gewollt sein, um sie umsetzen zu können. Die wie auch immer gestaltete Mitwirkung von Akteuren bei der Zielfestlegung kann dem Vorwurf der fehlenden demokratischen Legitimation vorbeugen.

Die Umweltqualitätsziele in HEIDT et al. (1997) haben keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Es sind lediglich die Ziele konkretisiert worden, die innerhalb des Verbundprojektes intensiv bearbeitet wurden und eine offensichtliche Bedeutung für die Region oder im speziellen für das Untersuchungsgebiet haben. Die vollständige Berücksichtigung von Umwelt- und Naturschutzziele scheint ein extrem aufwendiges Verfahren zu sein, da bei genauerer Betrachtungsweise immer mehr Details im Vordergrund stehen, die Berücksichtigung finden sollten. Letztendlich sind die gewählten Umweltqualitätsziele eine pragmatische, mehr oder weniger willkürliche Auswahl von Zielen, die im Rahmen der wissenschaftlichen Bearbeitung konsensfähig war. Das Umweltqualitätsziel-Konzept stellt allerdings auch ein umfassendes Katalog dar, der durch seinen Umfang eine vergleichsweise hohe Repräsentativität aufweist.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde bei der Analyse und Bewertung eine Begrenzung auf 7 von 14 Umweltqualitätszielen vorgenommen. Der Verzicht auf die Einbindung von 7 Umweltqualitätszielen geschah einerseits aufgrund von der untergeordneten Bedeutung der ackerbaulichen Landnutzung für diese Ziele (Schleiereule, Grauammer, Halbtrockenrasen); andererseits aufgrund unzureichender Konkretisierung des Zieles ("Schutz und Entwicklung von Ackerwildkrautfluren"). Obwohl zum Schutz der Segetalarten in der Agrarlandschaft vieles bekannt ist, lies sich eine Bewertung der ackerbaulichen Landnutzung hinsichtlich des Segetalartenschutzes mit einfachen Algorithmen auf Schlagbasis nicht bewerten. Hier kann je

nach betrachteter Pflanzengesellschaft die eine oder andere Maßnahme positiv bzw. negativ wirken. Eine ausführliche Analyse der Wirkung landwirtschaftlicher Landnutzung auf die Segetalflora erarbeitet RÜHS (1999).

2. Auswahl der Parameter, die den Zielerreichungsgrad der Umweltqualitätsziele indizieren sollen

Für jedes Umweltqualitätsziel wurden Parameter der Landnutzung gewählt, mit denen das Risiko bzw. das Potential der Verfahren der Landnutzung hinsichtlich der formulierten Umweltqualitätsziele abgeschätzt werden kann. Diese Parameter beschränken sich auf "intensitätsbestimmte" Faktoren der Landnutzung und geben nur einen Teil dessen wieder, was für die Erreichung der Umweltqualitätsziele von Bedeutung ist.

Die Auswahl der Parameter ist entscheidend für die nachfolgende Bewertung von Anbauverfahren. Diese muss daher mit größter Sorgfalt und unter Einbeziehung allen relevanten Fachwissens erfolgen. Im abiotischen Bereich ist es aufgrund des umfangreichen Wissen von Landnutzung und deren Einfluss auf den Boden oder das Grundwasser verhältnismäßig leicht, Parameter zu finden, die den Einfluss der Landbewirtschaftung am besten charakterisieren (UBA, 1997b). Im biotischen Bereich ist es aufgrund des komplexen Wechselspiels zwischen der Landnutzung, dem betrachteten biotischen Objekt und der sonstigen Rahmenbedingungen äußerst schwierig, Parameter der Landnutzung zu finden, die in direkter Beziehung zu dem Objekt stehen. Am einfachsten erscheint dies noch bei direkten Beeinträchtigungen von Tieren durch landwirtschaftliche Maßnahmen, in dieser Arbeit die Störungen der Amphibien, Rebhühner oder Kraniche. Hier liegen oft Beobachtungen zugrunde, die darauf schließen lassen, dass die Landnutzung schädlich für die entsprechende Tierart ist. Es ist allerdings zu prüfen, wie relevant diese Störungen auf der Ebene von Populationen sind. In der Literatur sind nur wenige Hinweise auf die Auswirkungen landwirtschaftlicher Landnutzung auf Populationsebene zu finden. So zeigte HILL (1998) für Amphibien aufgrund von Modelldaten, dass eine Amphibienpopulation aussterben würde, wenn sie jedes Jahr über ein frisch gedüngtes Feld wandern müsste. Diese Betrachtungsweise stellt allerdings eher die Ausnahme dar.

3. Bewertung der Modellverfahren

Die Bewertung der Modellverfahren basiert in erster Linie auf der Auswahl der Parameter, die den Zielerreichungsgrad der Umweltqualitätsziele indizieren. Dies ist bereits unter 2. diskutiert worden. Die eigentliche Bewertung geschieht durch den Vergleich der Ausprägung der Kriterien in unterschiedlichen Verfahren. Die Bewertung hat daher eher relativen Charakter. Um "absolute" Bewertungen durchzuführen, bedarf es Referenzgrößen oder Normgrößen, an denen der Zielerreichungsgrad eines bestimmten Verfahren verglichen werden kann. Hierauf wurde bewusst verzichtet, da die Bewertung für einen Vergleich von verschiedenen Szenarien erstellt wurde. Bei mehreren Kriterien haben die Wichtungsfaktoren einen Einfluss auf die Klassifikationsergebnisse. Sie wurden hier nach Expertenwissen gesetzt. Es ist schwer, die Wichtungsfaktoren zu validieren, da es keine gezielten Untersuchungen zu der Bedeutung der berücksichtigten Einflussfaktoren gibt. Zur Validierung der Wichtungen können wissenschaftliche Untersuchungen grobe Hinweise geben.

4. Zielangepasste Verfahren

In dieser Arbeit sind zielangepasste Verfahrensweisen der ackerbaulichen Landnutzung aufgezeigt worden, die die Belastung, die mit den landwirtschaftlichen Verfahren gegeben sind, reduzieren oder die Habitatqualität durch veränderte Strukturen verbessern. Beim Vergleich der zielangepassten Verfahren mit den Standardverfahren zeigt sich erwartungsgemäß ein höherer Zielerreichungsgrad bei den zielangepassten Verfahren. Die Anpassung der Verfahren erfolgt nicht immer in der Weise, dass der Zielerreichungsgrad der angepassten Verfahren zu 100% erreicht wurde. Dies liegt unter anderem daran, dass ackerbauliche Landnutzung an sich schon zu Stickstoff-Austrag, Erosion oder Belastungen für bestimmte Tierarten führen kann. Dieses absolut auszuschließen führt zu sehr hohen Kosten. Die Zielanpassung muss also als ein Kompromiss angesehen werden. Eine produktionsökonomische Optimierung der zielangepassten Verfahren könnte die optimale Anpassung von Verfahren liefern. Dazu müssten für jedes Verfahren mehrere Niveaus von Zielanpassungen erfolgen. Zu jedem zielangepassten Verfahren könnte dann der Zielerreichungsgrad und die entstehenden Kosten bzw. Nutzungskosten kalkuliert werden. Das produktionsökonomische Optimum wäre dann erreicht, wenn die Grenznutzungskosten dem Grenznutzen durch die zunehmende Erreichung des Umweltqualitätszieles entsprechen. Dieser Punkt ist nur theoretisch bestimmbar, da nicht bekannt ist, welcher Nutzen mit einem bestimmten Zielerreichungsgrad verknüpft ist. Die Diskussion über die Verwirklichung von Umweltqualitätszielen mit konkreten Anbauverfahren kann allerdings helfen, die Ansprüche von Umwelt- und Naturschutz an landwirtschaftliche Verfahren zu konkretisieren.

8 Zusammenfassung

Mit der vorliegenden Arbeit werden exemplarisch Chancen und Grenzen der Integration von Umwelt- und Naturschutz in Verfahren der ackerbaulichen Landnutzung aufgezeigt. Die Umsetzung von Zielen des Umwelt- und Naturschutzes in Verfahren der Landnutzung ist mit verschiedenen Schwierigkeiten verbunden. Diese liegen zum einen in der Konkretisierung der Ziele, um diese umsetzen zu können, zum anderen in vielfach unzulänglichem Wissen über den Zusammenhang zwischen unterschiedlichen Formen der Landnutzung und insbesondere den biotischen Naturschutzzielen.

Zunächst wird die Problematik der Zielfestlegung und Konkretisierung erörtert. Das Umweltqualitätszielkonzept von FÜRST et al. (1989) stellt einen Versuch dar, Ziele des Umwelt- und Naturschutzes zu konkretisieren. Dieses Konzept haben HEIDT et al. (1997) auf einen Landschaftsausschnitt von ca. 6000 ha im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin im Nordosten Brandenburgs angewendet. Eine Auswahl der von HEIDT et al. (1997) formulierten Umweltqualitätsziele bildet die Basis dieser Arbeit.

Folgende Umweltqualitätsziele wurden berücksichtigt:

- Schutz des Grundwassers vor Nitratreintrag aus landwirtschaftlicher Bodennutzung,
- Gewährleistung einer hohen Grundwasserneubildungsrate,
- Schutz des Bodens vor Abtrag durch Wind,
- Schutz des Bodens vor Abtrag durch Wasser,
- Entwicklung einer überlebensfähigen Population des Rebhuhns,
- Sicherung der Bestände der Amphibien, insbesondere der Rotbauchunke,
- Sicherung und Verbesserung der Lebensraumqualität für den Kranich.

Für die ausgewählten Umweltqualitätsziele wurden wesentliche Einflussfaktoren der Landnutzung identifiziert und ein Bewertungssystem entwickelt, mit dem die Auswirkungen von landwirtschaftlichen Anbauverfahren auf diese Umweltqualitätsziele abgebildet werden können. Die praktizierte Landnutzung von 20 Betrieben im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin wurde von 1994 bis 1997 hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Umweltqualitätsziele analysiert. Die Analyse ergab ein sehr differenziertes Bild, das zum Teil Unterschiede in der Auswirkung auf die Umweltqualitätsziele für den Anbau einzelner Kulturen oder für bestimmte Betriebstypen zeigte. Es zeigte sich aber auch, dass es bei der Gestaltung des Anbaus einzelner Kulturarten große Unterschiede gab, die für Umweltqualitätsziele Bedeutung haben.

Neben der Analyse der Landnutzung im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin wurde ein System entwickelt, mit dem die modellhafte Abbildung von Verfahren der Landnutzung möglich ist. Die Modellverfahren wurden in eine umfangreiche Datenbank eingebunden. Sie wurden mit Hilfe eines Fuzzy-Regelsystems hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Umweltqualitätsziele bewertet.

Die systematisch bewerteten Verfahren wurden in ein Betriebsmodell integriert, womit eine weitergehende Analyse der Zielbeziehungen und die Berechnung von Szenarien mit unterschiedlichen Rahmenbedingungen ermöglicht wurde. Die Analyse der Beziehung verschiedener Ziele zueinander (Zieldivergenz, Zielkonvergenz) zeigte, dass sich mit der Verfolgung vieler Umweltqualitätsziele auch positive Effekte für andere Umweltqualitätsziele ergaben. Teilweise konnte allerdings auch eine Zieldivergenz festgestellt werden, die auf möglichen Zielkonflikten hinweist.

Bei der Analyse der Szenarienergebnisse zeigte sich, dass die vorgeschlagenen Veränderungen von Rahmenbedingungen vielfach eine Verschlechterung für verschiedene Umweltqualitäts-

tätziele mit sich bringen. Eine Ursache dafür liegt darin, dass bei der Definition der Szenarien die Bedeutung der Stilllegungen unterschätzt wurde.

9 Literatur

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl., 392 S., Hannover.
- ANAMAN, T. & S. KRISHNAMRA (1994): Integrating land evaluation and farming systems analysis for land use planning using a relational database. ITC-Journal, 4, 332 - 337.
- ANONONYM (1991): Das Rebhuhn: Symbolfigur für die Restnatur unserer Agrarlandschaften. Unser Wald, 43, 23-24.
- ANONYM (1996): Landwirte können dem Rebhuhn helfen. AID Presse Info 1. August 1996.
- BACH, M. (1987): Die potentielle Nitratbelastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Eine regional differenzierende Abschätzung. Göttinger bodenkundliche Berichte, 93, S.149-162.
- BAKER J. & V. WAIGHTS (1993): The effect of sodium nitrate on the growth and survival of toad tadpoles (*Bufo Bufo*) in the laboratory. Herpetological Journal 3, 147-148.
- BAKER J. & V. WAIGHTS (1994): The effect of nitrate on tadpoles of the tree frog (*Litoria caerulea*). Herpetological Journal 4, 106-108.
- BÄUMER, K. (1992): Allgemeiner Pflanzenbau. 3. Auflage, Ulmer Verlag, Stuttgart.
- BECHMANN, A. (1981) Grundlagen der Planungstheorie und Planungsmethodik. Haupt Verlag, Bern und Stuttgart, 209 S.
- BECHMANN, A. (1989): Nutzwertanalyse. in FRÄNZLE, O., F. MÜLLER & W. SCHRÖDER: Handbuch der Umweltwissenschaften : Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. Ecomed Verlag, Landsberg am Lech.
- BEEBEE, T.J.C. (1996): Ecology and Conservation of Amphibians. Conservation Biology Series Chapman & Hall, London. 214 S.
- BEEK, K.J., DE BIE, C. A. & P. M. DRIESSEN (1997): Land Information and Land Evaluation for Land Use Planning and Sustainable Land Management. The Land, Journal of the International Land Use Society, 1997: 1.1, 27-44.
- BENDA, R. v. (1954): Rebhuhnforschung in Burgate Manor. Wild und Hund 65: 401-405.
- BENDIXEN, P. & H.W. KEMMLER (1972): Planung, Organisation und Methode innovativer Entscheidungsprozesse. De Gruyter. Berlin, New York.
- BERGER, G. & H. KRETSCHMER (1997): Risikopotentiale landwirtschaftlicher Bewirtschaftung für Amphibien im Agrarraum - eine raum-zeitliche Betrachtung. Tagungsband der 3. Wiss. Jahrestagung des Fakultätschwerpunktes Ökologie der Agrarlandschaften, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin. Ökologische Hefte 6: 122-127.
- BERGER, G. & H. KRETSCHMER (1998): Zur Nutzung der standörtlichen Heterogenität von Ackerschlägen für die Ziele des Naturschutzes in Agrarlandschaften. Tagungsband der 4. Wiss. Jahrestagung des Fakultätschwerpunktes Ökologie der Agrarlandschaften, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin. Ökologische Hefte, 9: 105-112.
- BIDWELL, J. & M.J. TYLER (1997): Herbicides pose threat to frogs and toads. Third World Congress in Herpetology 1997 in Prag.
- BIERMANN, S. (1995): Flächendeckende, räumlich differenzierte Untersuchung von Stickstoffflüssen für das Gebiet der neuen Bundesländer. Dissertation an der MLU-Halle. Verlag Shaker, Aachen. 123 S.
- BIERMANN, S. (1997): Unveröffentlichtes Arbeitsmaterial.
- BLAB, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. KILDA-Verl. Greven.
- BLAUSTEIN, A.R., B. EDMOND, J.M. KIESECKER, J.J. BEATTY & D.G. HOKIT (1995) Ambient ultraviolet radiation causes mortality in salamander eggs. Ecological Applications 5, 740-743.

9 Literatur

- BLAUSTEIN, A.R., P.D. HOFFMAN, D.G. HOKIT, J.M. KIESECKER, S.C. WALLS & J. B. HAYS (1994) UV repair and resistance to solar UV-B in amphibian eggs: A link to population declines? Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America 91 (5). 1791-1795.
- BÖHME, G. (1993): Fuzzy-Logik. Einführung in die algebraischen und logischen Grundlagen. Springer Verlag, Berlin.
- BORK, H.-R. & A. SCHROEDER (1996): Quantifizierung der Bodenabtrags anhand von Modellen (Kap. 6.3.5). - 1. Ergänzungslieferung zu BLUME, H.P., P. FELIX-HENNINGSEN, W.R. FISCHER, H.G. FREDE, R. HORN, K. STAHR: Handbuch der Bodenkunde: 1-43, Ecomed Verlag, Landsberg.
- BORK, H.-R., C. DALCHOW, H. KÄCHELE, H.-P. PIORR & K.-O. WENKEL (1995): Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen. Ernst & Sohn Verlag, Berlin.
- BOUCHNER & FIŠER (1967) zitiert aus DWENGER, R. (1991): Das Rebhuhn (*Perdix perdix*). 2. Auflage. Neue Brehmbücherei, Ziemsen Verlag Wittenberg.
- BOUMA, J. (1989): Using Soil Survey Data for Quantitative Land Evaluation. Advances in Soil Science, 9. 177-212.
- BRANDES, W & E. WOERMANN (1971): Landwirtschaftliche Betriebslehre, Band 2: Spezieller Teil, Hamburg und Berlin.
- BRANDES, W., RECKE, G.; BERGER, T. (1997): Produktions- und Umweltökonomik, Band 1. Ulmer, Stuttgart.
- CLARK, K.L. & R.J. HALL (1985): Effects of elevated hydrogen ion and aluminium concentration on the survival of amphibian embryos and larvae. Canadian Journal of Zoology 63, 116-123.
- COOKE, A. S. (1977): Effects of field applications of the herbicides diquate and dichlobenil on amphibians. Environmental pollution 12, 43-50.
- COWMAN W. & D. CLARK (1996): Comparative toxicities of 2 common agricultural chemicals to toads. Abstract Book: SETAC 17th Annual Meeting. 17-21 November 1996, Washington DC.
- CHRISTEN, O. (1996): Nachhaltige Landwirtschaft ("Sustainable Agriculture") - Ideengeschichte, Inhalte und Konsequenzen für Forschung, Lehre und Beratung. Berichte über Landwirtschaft, 74, 66-86.
- CZERATKI, W.(1973): Die Stickstoffauswaschung in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion. Landbauforschung Völkenrode. 23 (Heft 1) S.1-18.
- DBG (Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft) (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Sonderdruck der Arbeitsgruppe Bodennutzung in Wasserschutz- und -schongebieten. Oldenburg.
- DEGENHARDT, S & S. GRONEMANN (1998): Die Zahlungsbereitschaft von Urlaubsgästen für den Naturschutz: Theorie und Empirie des Embedding-Effektes. Europäische Hochschulschriften: Reihe 5, Volks- und Betriebswirtschaft, Band 2294. Peter Lang, Frankfurt am Main.
- DEUMLICH, D. (1995): Landschaftsindikator Bodenerosion. In BORK, H.-R., C. DALCHOW, H. KÄCHELE, H.-P. PIORR & K.-O.WENKEL: Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: 241-263; Berlin (Ernst & Sohn).
- DIECKMANN, K. (1952): Unser Acker. Verlag Paul Parey, Berlin.
- DIEPEN VAN, C.A., H. VAN KEULEN, J. WOLF & J.A.A. BERKHOUT (1991): Land evaluation: From Intuition to Quantification. Advances in Soil science, 15, 139-205.
- DIERKS, R. (1986): Alternativen im Landbau. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- DWENGER, R. (1991): Das Rebhuhn (*Perdix perdix*). 2. Auflage. Neue Brehmbücherei, Ziemsen Verlag Wittenberg.
- ECKERT, H. & G. BREITSCHUH (1994): Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL) - eine Methode zur Analyse und Bewertung der ökologischen Situation von Landwirtschaftsbetrieben. Archiv Acker u. Pflanzenbau u. Bodenkunde. 149 - 163.

- ERZ, W. & M.B. USHER (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz : Probleme, Methoden, Beispiele. Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg, 340 S.
- EWERS, H.-J. & C. HASSEL (1997): Agrarumweltpolitik nach dem Subsidiaritätsprinzip. Arbeitsunterlagen für die Tagung des Agrarkolloquiums Schwäbisch-Hall der Robert-Bosch-Stiftung vom 23.-25. Oktober 1997. Teil 1: Ziele, Ordnungsrahmen und instrumentelle Alternativen.
- FAO (1976): A framework for land evaluation. FAO Soils Bulletin No. 32. Rom..
- FAO (1983): Guidelines: land evaluation for rainfed agriculture. FAO Soils Bulletin 52, Rom.
- FAO (1991): Land use planning applications. Proceedings of the fao expert consultation 1990. World Soil Resources Reports 68, Rom.
- FRANK, E. (1971): Das Rebhuhn. Parey Verlag, Berlin.
- FREDE, H.-G., M. BACH, C. THOROE, H.-G.FREDE, H.-J, LANGHOLZ, W. SCHUMACHER & W. WERNER (1993): Stoffbelastungen aus der Landwirtschaft. Belastungen der Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft - gemeinsame Lösungsansätze zum Gewässerschutz. Agrarspectrum, 21. 34-46.
- FRESCO, L., H. HUIZING & H. VAN KEULEN (1989): Land evaluation and Farming Systems Analysis for Land Use Planning, FAO guidelines: second draft, FAO, 201 S.
- FRIELINGHAUS, M. (1994): Bewertung und Kartierung der Wasser- und Winderosionsgefährdung sowie bereits eingetretener Schäden und Ausarbeitung von vorbeugenden und sanierenden Bewirtschaftungsstrategien für erosionsgefährdete Landschaften Brandenburgs. Bericht für das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (MUNR), Müncheberg.
- FUCHS, S. (1997): Nahrungsökologie handaufgezogener Rebhuhnküken - Effekte unterschiedlicher Formen und Intensitäten der Landnutzung. Diplomarbeit. FU Berlin.
- FUNK, R. (1995): Quantifizierung der Winderosion auf einem Sandstandort Brandenburgs unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationsentwicklung. ZALF-Bericht Nr. 16, Müncheberg.
- FÜRST, D., H. KIEMSTEDT, E. GESTEDT, G. RATZBAR & F. SCHELLES (1989): Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung. Studie im Auftrag des UBA, Berlin.
- GEHMACHER, E. (1971): Methoden der Prognostik. Eine Einführung in die Methoden der Zukunftsforschung und Langzeitplanung. Rombach, Freiburg.
- GEISLER, G. (1988): Pflanzenbau : ein Lehrbuch ; biologische Grundlagen und Technik der Pflanzenproduktion. 2. Auflage, Parey Verlag, Berlin.
- GRÖBLINGHOFF, F.-F. (1995): EU-Flächenstillegung Chance für Niederwild und Natur. Deutscher Jagdschutzverband. e.V. Bonn.
- GROENEMANN, R., E. VAN RANST & E. KERRE (1997): Fuzzy relational calculus in land evaluation. Geoderma, 77, 283-298.
- HALL, R.J. & P.F.P. HENRY (1992): Review: Assessing effects of pesticides on amphibians and reptiles: status and needs. Herpetol. J. 2. 65-71.
- HAMPICKE, U. (1991): Naturschutz-Ökonomie. Ulmer Verlag, Stuttgart, 342 S.
- HAMPICKE, U. (1994) Die Effizienz von Naturschutzmaßnahmen in ökonomischer Sicht. in Blab, J., E. Schröder & W. Völkl: Effizienzkontrollen im Naturschutz. Kilda-Verla, Greven. S. 269- 290.
- HANF, C.-H. (1991): Entscheidungslehre : Einführung in Informationsbeschaffung, Planung und Entscheidung unter Unsicherheit. Oldenbourg Verlag, München & Wien.
- HANSEN, J.W. (1996): Is Agricultural Sustainability a Useful Concept? Agricultural Systems, 50, 117-143.
- HAUDE, W. (1954): Zur Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evaporation und Evapotranspiration. Mitteilungen des Deutschen Wetterdienstes, Nr. 8, Bad Kissingen.
- HAZELWOOD, E. (1970) Frog pond contaminated. British Journal of Herpetology 4, 177-185.

9 Literatur

- HEIDT, E., T. KORBUN, H. PLACHTER & R. SCHULZ (1997): Zielbestimmung UG 3 "Wilmsdorf". Projektbericht zum Teilprojekt "Leitbild und Bewertung" im BMBF-DBU-Verbundprojekt „Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin“.
- HEITEFUß, R. (1990): Begriffsbestimmungen zum Integrierten Landbau. In DIERKS, R. & R. HEITEFUß: Integrierter Landbau. Verlagsunion Agrar, München, Frankfurt, Münster-Hiltrup, Wien, Wabern-Bern.
- HERRMANN M. & H. MÜLLER-STIEB (1996): Rebhuhn und Wachtel als Leitarten der Agrarlandschaft; Populationsökologische Konsequenzen unterschiedlicher Formen und Intensitäten der Landnutzung: Vom Umweltqualitätsziel zur landschaftsplanerischen Umsetzung von Maßnahmen. Zwischenbericht des BMBF-Teilprojektes 4.1.2 „Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft“. Eberswalde.
- HERRMANN M. & H. MÜLLER-STIEB (1997): Rebhuhn und Wachtel als Leitarten der Agrarlandschaft; Populationsökologische Konsequenzen unterschiedlicher Formen und Intensitäten der Landnutzung. Zwischenbericht des BMBF-Teilprojektes 4.1.2 „Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft“. Eberswalde.
- HERRMANN M. (1997): Mündliche Mitteilung.
- HEB, J., A. PIORR & K. SCHMIDTKE (1992): Grundwasserschonende Landbewirtschaftung durch ökologischen Landbau? Dortmunder Beiträge zur Wasserforschung, Dortmund, 61 S.
- HILL, J. R. & P. F. P. HENRY (1992) Assessing effects of Pesticides on amphibians and reptiles: Status and Needs. Herpetological Journal, 2, 65-71.
- HILL, S. (1998): A predictive model of the effects of agricultural fertilizer on the common frog (*Rana temporaria* L.). Ph D De Montfort University, Leicester.
- HOLRACHER, D. & H. MARSCHNER (1990): Schätzrahmen zur Beurteilung von Ammoniakverlusten nach Ausbringung von Rinderflüssigmist. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 153, 107 - 115.
- <http://www.cciw.ca/green-lane/herptox/reference-list.html>, September 6, 1996 Last Updated: February 9, 1998 Copyright 7 1998, Environment Canada.
- ISERMANN, K. (1993): Nährstoffbilanzen und aktuelle Nährstoffversorgung der Böden. Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft 207: 15-55.
- JENSEN, J. (1970): Der Begriff der Planung im Rahmen der Theorie sozialer Systeme. Kommunikation, VI, 2. Band, 115-125.
- JESSEL, B. (1998): Landschaften als Gegenstand von Planung: theoretische Grundlagen ökologisch orientierten Planens. Beiträge zur Umweltgestaltung: A, Band 139. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- JOHNSON, A.K.L. & R.A. CRAMB (1996): Integrated land evaluation to generate risk-efficient land-use options in a coastal catchment. Agricultural-Systems, 50. 287-305.
- KACHEL, K.U. (1999): Wirkungen der Förderung umweltgerechter landwirtschaftlicher Nutzung von Ackerflächen.. (Landwirtschaft und Umwelt - Schriften zur Umweltökonomik, Band 16, Wissenschaftsverlag Vauk, Kiel.
- KÄCHELE, H. & P. ZANDER (1998): Modellierung von Landnutzungssystemen im Konflikt zwischen Naturschutz und Landwirtschaft. Tagungsband der 4. Wiss. Jahrestagung des Fakultätsschwerpunktes Ökologie der Agrarlandschaften, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät der HUB, Ökologische Hefte 9, 209-218.
- KEULEN, H. VAN (1990): A multiple goal programming basis für analysing agricultural research and development. In RABBINGE, R. Theoretical production ecology: reflections and prospects. Pudoc, Wageningen.
- KERSCHBERGER, M. & H. ECKERT (1994): Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL) - Analyse und Bewertung der Kategorie Düngung. Archives of agronomy and soil science, 38, 361-371.
- KERSEBAUM, K.-C., R. ANLAUF, J. RICHTER, H. GEIDEL & A. MANGSTL (1989): Ein einfaches Simulationsmodell zur Beschreibung der Stickstoffdynamik in Ackerböden als Werkzeug zur Abschätzung und Reduzierung von Nitratausträgen. Agrarinformatik, 16, 195-206.
- KERSEBAUM, K.-C., W. MIRSCHEL & K.-O. WENKEL (1993): Wasser- und Stickstoffdynamik stillgelegter landwirtschaftlicher Flächen. Berichte der Gesellschaft für Informatik in der Land-, Forst- und Ernährungswissenschaft S. 150-153.

- KIEMSTEDT, H. (1991): Leitlinien und Qualitätsziele für Naturschutz und Landschaftspflege. In: HENLE, K. & G. KAULE: Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Berichte aus der ökologischen Forschung, 4, S. 338-342.
- KIESECKER, J.M. & BLAUSTEIN, A.R. (1995) Synergism between UV-B radiation and a pathogen magnifies amphibian embryo mortality in nature. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 92, (24) 11049-11052.
- KIRSCHKE, D., R. ODENING, R. DOLISCHITZ, TH. FOCK, K. HAGEDORN, R. VON DOST, H. WITZKE (1996): Analyse der Wirkungen agrarpolitischer Aktionsinstrumente auf die Landwirtschaft der neuen Bundesländer. Agrarwirtschaft Sonderheft 151.
- KNAUER, N. (1995): Ökologische Anforderungen an Agrarlandschaften. In: Ökologische Leistungen der Landwirtschaft - Definition, Beurteilung und ökonomische Bewertung, Schriftenreihe agrarspectrum Band 24, Verlagsunion Agrar, Frankfurt a. Main.
- KRAFT, V. (1951): Grundlagen einer wissenschaftlichen Wertlehre, Wien 1951.
- LANEN H.A. J. VAN, M. J. D. HACK-TEN-BROEKE, J. BOUMA, & W. J. M. DE GROOT (1992): A mixed qualitative/ quantitative physical land evaluation methodology. Geoderma. 55, 37-54.
- LANEN, H.A.J. VAN (1991): Qualitative and quantitative physical land evaluation : an operational approach. Dissertation. Wageningen.
- LARUE, T. & T. PATTERSON (1982): How much nitrogen do legumes fix? Advances in Agronomy, Vol. 34, 15-38.
- LEBERECHT, M. (1994): Naturschutzmanagement in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz, 3, 122-125.
- LEHMANN (1992) in FUNK, R. (1995): Quantifizierung der Winderosion auf einem Sandstandort Brandenburgs unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationsentwicklung. ZALF-Bericht Nr. 16, Müncheberg 95 S.
- LESER, H. (1991): Landschaftsökologie. 3.Auflage, Ulmer Verlag, Stuttgart.
- LIEBEROTH, I., P. DUNKELGOD, W. GUNIA, J., THIÈRE (1983:) Auswertungsrichtlinie MMK Stand 1983. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR.
- LIER, H. VAN (1998): The role of land use planning in sustainable rural systems. Landscape and Urban Planning, 41, 83-91.
- LIETH, H., S. FABREWITZ & R. ENGELKE (1993): Wasserfluß und Nährstoffumsetzung in der ungesättigten Bodenzone.
- LÜTZOW VON, M., J. FILSER, M. KAINZ, J. PFADENHAUER (1998): Forschungsverbund Agrarökosysteme München. Jahresbericht 1997. GSF- Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, GmbH, Neuherberg.
- MANN, R. & E. ALEXANDER (1997): The Toxicity of Some Common Pesticide Surfactants to the Tadpoles of Australian Frogs. Third World Congress in Herpetology 1997 in Prag.
- MARKS, R M., J. MÜLLER, H. LESER & H.-J. KLINK (1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL). Ausschuß für deutsche Landeskunde. Forschungen zur deutschen Landeskunde, 229.
- MEYER-AURICH, A. (1997): Strategien der Umsetzung von Umweltqualitätszielen mit der Landwirtschaft, 2. Entwurf eines internen Arbeitspapieres im Rahmen des Verbundprojektes, ZALF Müncheberg, August 1997.
- MEYER-AURICH, A., P. ZANDER, R. ROTH & A. WERNER (1997): Entwicklung von angepassten Anbauverfahren des Pflanzenbaus zur Sicherstellung von Habitatansprüchen typischer Tierarten der Agrarlandschaft, Tagungsband der 3. wiss. Jahrestagung des Fakultätsschwerpunktes Ökologie der Agrarlandschaften, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät der HUB, Ökologische Hefte 6, 128-134.

9 Literatur

- MEYER-AURICH, A., P. ZANDER, A. WERNER, R., ROTH (1998): Developing agricultural land use strategies appropriate to nature conservation goals and environmental protection. *Landscape and urban planning* (1998) 41 (2), 119-127.
- MICHEL, R. (1998): Interner Zwischenbericht des BMBF-DBU Verbundprojektes, Eberswalde.
- MONDS, S. (1998): Amphibian and Reptile Contamination and Toxicology Bibliography.
- MÜHLENBERG, M & J. SLOWIK (1997): Kulturlandschaft als Lebensraum. Quelle und Meyer-Verlag, Wiesbaden. 312 S.
- MÜLLER, L., R. DANNOWSKI, U. SCHINDLER, F. EULENSTEIN, R. MEISSNER (1996): Gebietsabflüsse aus Agrarlandschaften Nordost und Mitteldeutschlands. *Arch. Acker- Pfl. Boden*, 40, 345-362.
- MUNR (1992): Gefährdete Tiere in Brandenburg. Rote Liste. Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung. Unze-Verlag Potsdam. 288 S.
- MUNR (1996): International erfolgreicher Schutz für den Kranich. Presseinformation vom 17.10.1996.
- NETTMANN, H. K. (1992): Artensättigung, Flächengröße, Wiederherstellbarkeit, Leitarten. Aspekte zur Auswertung faunistischer Daten. In EIKHORST, R. (1992): Beiträge zur Biotop und Landschaftsbewertung. Verlag für Ökologie und Faunistik, Duisburg S. 7-21.
- NIEBERG, H. (1994): Umweltwirkungen der Agrarproduktion unter dem Einfluß von Betriebsgröße und Erwerbsform. Werden die Umweltwirkungen der Agrarproduktion durch die Betriebsgröße und Erwerbsform landwirtschaftlicher Betriebe beeinflusst? Landwirtschaftsverlag, Münster.
- OECD (1997): Environmental Indicators for Agriculture. OECD, Paris.
- OLDHAM, R.S., D.M. LATHAM, D. HILTON-BROWN, M. TOWNS, A.S. COOKE (1997): The effect of ammonium nitrate fertilizer on frog (*Rana temporaria*) survival. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 61: 69-74.
- OMRON (1996): Flex Filter: Fuzzy Logic Filtering Add-In for Microsoft Excel. OMRON Advanced Systems Inc.
- OPPERMANN, R., Y. LICNER & A. CLAßEN (1997): Auswirkungen von Landmaschinen auf Amphibien und Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Landwirtschaft. ILN - Werkstattreihe, Heft 4. Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz, Singen.
- PANNELL, D.J. & S. SCHILIZZI (1999): Sustainable Agriculture: A Question of Ecology, Equity, Economic Efficiency or Expedience? *Journal of Sustainable Agriculture*, 13(4), S. 57 - 66.
- PEGEL, M. (1987): Das Rebhuhn (*Perdix perdix*) im Beziehungsgefüge seiner Um- und Mitweltfaktoren. Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie und Jagdwissenschaft an der Justus-Liebig-Universität Gießen, Heft 18. Ferdinand Enke Verlag Stuttgart.
- PFADENHAUER, J., H. ALBRECHT, K. AUERSWALD & B. JANSSEN (1997): Ein Weg zu einer umweltschonenden Landbewirtschaftung: Die Versuchsstation Scheyern des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München. in UFZ-Bericht 5/1997: 192-204.
- PIORR, A. (1992): Zur Wirkung von residuellem Klee gras- und Wirtschaftsdüngerstickstoff auf die N-Dynamik in ökologisch bewirtschafteten Böden und die N-Ernährung von Getreide. Diss., Universität Bonn.
- PIORR, A. & WERNER, W. (1998): Nachhaltige landwirtschaftliche Produktionssysteme im Vergleich: Bewertung anhand von Umweltindikatoren. Agrarspektrum Schriftenreihe des Dachverbandes Agrarforschung DAF, 28, München.
- PIORR, H.-P. (1998): Zur Entwicklung eines Rahmenwerkes von Indikatoren zur Analyse von Agrarlandschaften. Bornimer Agrartechnische Berichte, Heft 21, 70 - 76.
- PIORR, H.-P. & H.-R. BORK (1999): The Future of Agro-landscapes in Northeast Germany. In TENHUNEN, J.: Landscape Research. Springer, Berlin, Heidelberg (in Vorbereitung).
- PLACHTER, H (1990): Indikatorische Methoden zur Bestimmung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts. Schriftenreihe für Landespflege und Naturschutz. H. 32. S.187-199.
- PLACHTER, H (1991): Naturschutz. Ulmer Verlag Stuttgart.

- PLACHTER, H. (1992): Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., 67: 9-48.
- PLACHTER, H. & A. WERNER (1998): Integrierende Methoden zu Leitbildern und Qualitätszielen für eine naturschonende Landwirtschaft. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, 39, 121-129.
- POTTS, G.R. (1986): The partridge: pesticides, predation and conservation. W. Collins Sons & Co. Ltd. London, 274 S.
- POWER, T., CLARK, K.L., HARFENIST, A., PEAKALL, D.B. (1989): A review and evaluation of the amphibian toxicological literature.- Canadian Wildlife Services Technical Report Series 61.
- PRANGE, H. (1989): Der graue Kranich: Grus grus. Neue Brehm Bücherei, 229, Wittenberg, Ziemsen 272 S.
- PRILIPP, K.M. (1998): Problematik von Naturschutzzielen. Problemzusammenhang und Lösungsansatz - eine Diskussion. Naturschutz und Landschaftsplanung, 30, 115-123.
- RENGER, M. & G. WESSOLEK (1990): Auswirkungen von Grundwasserabsenkung und Nutzungsänderung auf die Grundwasserneubildung. Mitteilungen des Institutes für Wasserwesen, 386, 295-305.
- RIECKEN, U & J. BLAB (1989): Biotope der Tiere in Mitteleuropa. Naturschutz Aktuell Nr. 7. Kilda Verlag, Greven.
- ROMMEL, K. (1998): Kosten und Nutzen des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. Dissertation an der Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät.
- ROTH, C.H. (1992): Die Bedeutung der Oberflächenverschlammung für die Auslösung von Abfluß und Abtrag. Bodenökologie und Bodengeneese, Heft 6, Technische Universität Berlin.
- ROTH, R. (1989): Anbau von Untersaaten auf grundwasserfernen Sandstandorten. in FZB - Report 1989. Wissenschaftlicher Jahresbericht des Forschungszentrums für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg.
- ROTH, R. (1995): Ertragsabschätzung für wichtige landwirtschaftliche Kulturpflanzen. In: BORK, H.-R., C. DALCHOW, H. KÄCHELE, H.-P. PIORR & K.-O. WENKEL (1995): Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen. Ernst & Sohn Verlag, Berlin S. 59-63.
- RÜHS, M. (1999): Anwendung des Hemerobie-Konzeptes in Agrarlandschaften am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. Dissertation, Kiel.
- SCHAEFER, M. & W. TISCHLER (1983): Wörterbücher der Biologie - Ökologie. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- SCHALLER, N. (1993): Sustainable agriculture and the environment - The concept of agricultural sustainability. Agriculture, Ecosystems and Environment, 46, 89-97.
- SCHERNER, E. R. (1995): Realität oder Realsatire der "Bewertung von Organismen und Flächen. Schriftenreihe Landschaftspflege Naturschutz, 43, 377-410.
- SCHINDLER, U, M. WEGEHENKEL, L. MÜLLER & F. EULENSTEIN (1997): Wirkung von Böden und Fruchtfolgen auf die Grundwasserneubildung pleistozäner Ackerstandorte Ostbrandenburgs. Arch. Acker- Pfl. Boden, 41, 167-179.
- SCHNEEWEIB, N. & U. SCHNEEWEIB (1997): Amphibienverluste infolge mineralischer Düngung auf Agrarflächen. Salamandra 33, 1-8.
- SCHNEEWEIB, U. (1997): Mündliche Mitteilung
- SCHNEEWEIB, U. (1998): Aufzeichnungen zu Wanderaktivitäten verschiedener Amphibienarten in der Agrarlandschaft Schorfheide-Chorin. Unveröffentlichtes Arbeitsmaterial
- SCHWERTMANN, U., W. VOGEL & M. KAINZ (1990): Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- SMIT B., D. RAPPORT, D. WALTER-TOEWS, E. WALL, G. WICHERT, E. GWYN (1997): Agroecosystem Health Analysis and Assessment. A Report on the Agroecosystem Health Project. University of Guelph.

9 Literatur

- SMIT, B. & J. KRISTIANSON (1988): Parametric Approaches to Rating the Importance of Land for Agriculture. *Journal of Environmental Management*, 29, 345-362.
- SMIT, B. & J. SMITHERS (1993): Sustainable Agriculture and agroecosystem health. In NIELSEN: *Agroecosystem Health: Proceedings of an International workshop*. Guelph, Ontario: 31-38.
- SMIT, B., M. BRKLACICH, J. DUMANSKI, K.B. MACDONALD & H.M. MILLER (1984) Integral Land Evaluatoin and its Application to Policy. *Canadian Journal of Soil Science*, 64, 467-479.
- SMITH, C.S. & G.T. MCDONALD (1998) Assessing the sustainability of agriculture at the planning stage. *Journal of Environmental Management* 52: 15-37.
- SMITH, J.U., N.J. BRADBURY & T.M. ADDISCOTT (1996): SUNDIAL:A PC-Based System for Simulating Nitrogen Dynamics in Arable Land. *Agronom. J.*, 88: 38-43.
- SRU (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN) (1985): *Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten*. Stuttgart und Mainz.
- SRU (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN) (1996): *Konzepte einer dauerhaft umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume. Sondergutachten*. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996.
- SRU (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN) (1998): *Sondergutachten "Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz. Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung"*. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998.
- STACHOWIAK, H. (1970): *Grundriß einer Planungstheorie.- Kommunikation 1, Vol. VI, 1-18*.
- STACHOWIAK, H. (1973): *Allgemeine Modelltheorie*. Springer-Verlag, Wien, New York.
- STOMPH, T.J., L.O. FRESCO & H. VAN KEULEN (1994): *Land Use System Evaluation: Concepts and Methodology*. *Agr. Syst.*, 44, 243-255.
- SYRBE, R.-U. (1996): *Fuzzy-Bewertungsmethoden für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung*. *Archiv für Natur und Landschaft*, 34, 181-206.
- THOMASSON, A. J., & R.J.A. JONES (1991): *An Empirical Approach to Crop Modelling and the Assessment of Land Productivity*. *Agricultural Systems*, 37, 351-367.
- UBA (1993): *Grundlagen zur Bewertung der Belastung und Belastbarkeit von Böden als Teilen von Ökosystemen*. *Texte 59/93*, Umweltbundesamt.
- UBA (1997 a): *Der Zustand der Umwelt in Deutschland - Ausgabe 1997*.
- UBA (1997 b): *Maßstäbe bodenschonender landwirtschaftlicher Bodennutzung - Erarbeitung der Beurteilungskriterien und Meßparameter als Grundlagen für fachliche Regelungsansätze*. *Bericht zum Teil 1 des Forschungsvorhabens Nr. 107 02 009 des Umwelt- Bundesamtes*.
- UNCED (1992): *Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung: Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaveränderungen*. Rio de Janeiro.
- VALENTIN, C. (1990): *Gestaltung ohne Ökologie? Garten + Landschaft, H.2: 38-40*
- WAKE, J. (1991): *Declining amphibian population*. *Science*, 253, 860.
- (WCED) *WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT (1987): Advisory Panel on Food Security, Agriculture, Forestry, and Environment. Food 2000: global policies for sustainable agriculture: a report of the Advisory Panel on Food Security, Agriculture, Forestry, and Environment to the World Commission on Environment and Development*. Zed Books, London, New Jersey.
- WERF VAN DER, H. M. G. (1996): *Assessing the impact of pesticides on the environment*. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 60, 81-96.
- WERNER, A. & S. DABBERT (1993): *Bewertung von Standortpotentialen im ländlichen Raum des Landes Brandenburg*. *ZALF- Berichte 4*.
- WERNER, A., K. MÜLLER, K.-O WENKEL & H.-R. BORK (1997): *Partizipative und iterative Planung als Voraussetzung für die Integration ökologischer Ziele in die Landschaftsplanung des ländlichen Raumes*. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, 38, 209-217.

- WIEGLEB, G. (1997): Beziehungen zwischen naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren und Leitbildentwicklung. NNA-Berichte, 3: 40-47.
- WIJER, P. DE, J. WATT & R.S. OLDHAM (1997): Amphibian Decline and Aquatic Pollution: Effects of Nitrogenous Fertilizer. Third World Congress in Herpetology 1997 in Prag.
- WILKENING, B. (1998): Mündliche Mitteilung.
- WILKENING, B. (1999): Verhaltensbiologische und ökologische Untersuchungen zu Habitatpräferenzen und Flächenansprüchen des Kranichs (*Grus g. grus*) im Land Brandenburg. Dissertation an der Humboldt-Universität Berlin in Vorbereitung.
- WILKENING, B. & R. SCHNEIDER (1998): Problem-Vögel in der Agrarlandschaft. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg. Sonderheft in Vorbereitung.
- WINDHORST, W., MÜLLER, F., HÁRI, ST., BLUME, H.-P., DIERSSEN, K., FRÄNZLE, O. (1997): Vom Projektzentrum Ökosystemforschung zum Ökologie-Zentrum der Universität Kiel. UFZ-Bericht 5/1997: 190.
- WISCHMEIER, W. D. & D.D. SMITH (1978): Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. U.S. department of agriculture, agriculture handbook no. 537, Washington, D.C.
- WOHLRAB, B., H. ERNSTBERGER, A. MEUSER & V. SKOLLEK (1992): Landschaftswasserhaushalt. Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- ZANDER P. (1997): Die Landnutzung im Untersuchungsgebiet Wilmersdorf unter verschiedenen agrarpolitischen Rahmenbedingungen. Unveröffentlichtes Arbeitspapier.
- ZANDER P., K.-U. KACHEL, E. HEIDT & A. BAUMANN (1996): Vorschlag zur Ausgestaltung der Szenarien - erarbeitet im Gesprächskreis Szenarien. Unveröffentlichtes Arbeitspapier.
- ZANDER, P. & H. KÄCHELE (1999): Modelling Multiple Objectives of Land Use for Sustainable Development. Agricultural Systems, 59, S. 311 - 325
- ZANDER, P., A. MEYER-AURICH & R. ROTH (1999): Dokumentation der Modellverfahren in MODAM. In Vorbereitung.
- ZANGEMEISTER, C. (1970): Nutzwertanalyse in der Systemtechnik. 2. Aufl. Wittermannsche Buchhandlung, München.
- ZEDDIES, J (1995): Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften. Berichte über Landwirtschaft, 73, 204-241.

10 Anhang

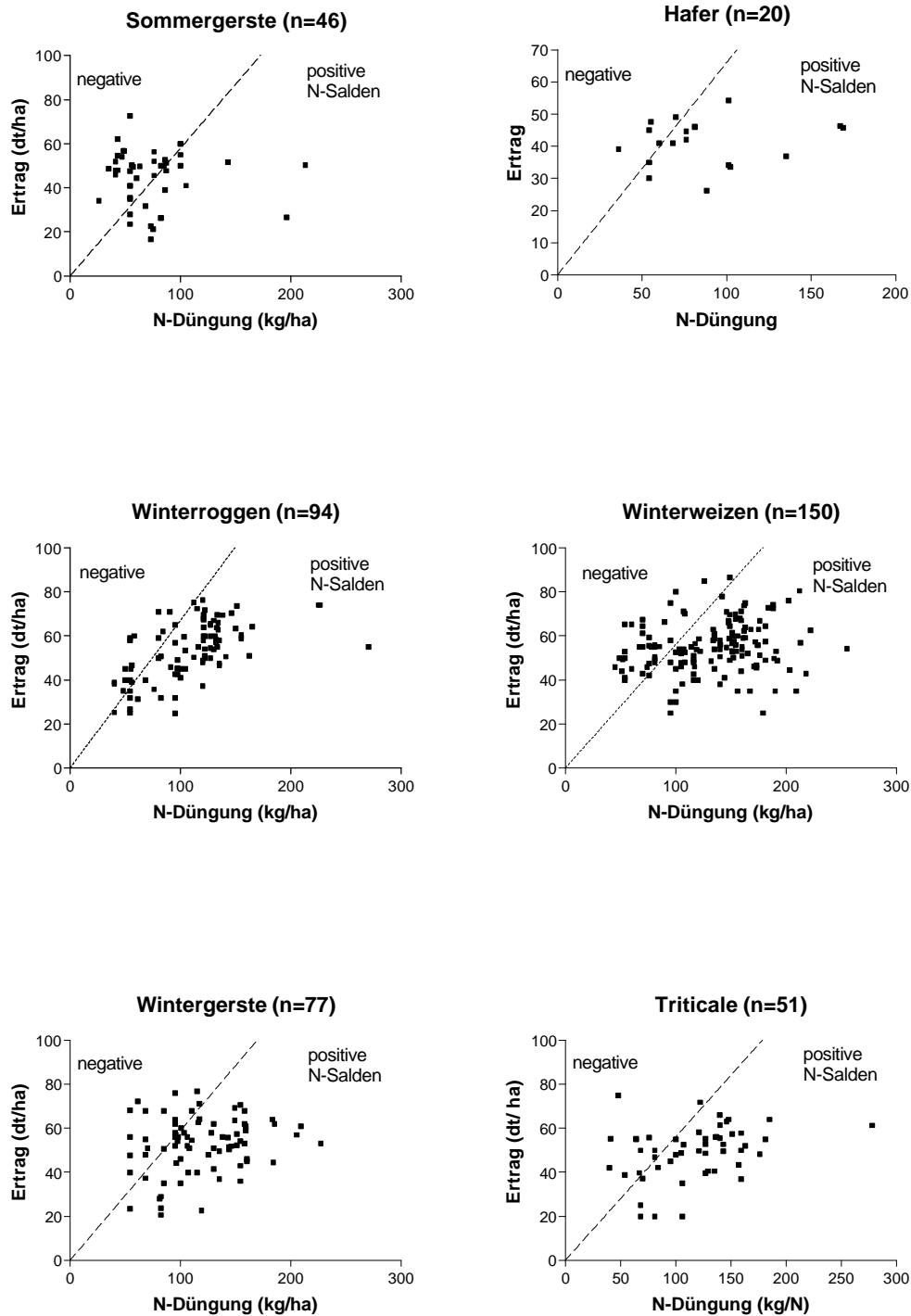
Anhang 1: Beispiel für Modellanbauverfahren angepasst an Standortverhältnisse im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, Kultur Winterroggen.

Arbeitsschritt	Zeitspanne der Durchführung Beginn/ Ende		benötigte Betriebsmittel	Geräte/	standortspezifische Applikationsmengen / Häufigkeit der Anwendung			
					AZ < 30	AZ 31 - 45	AZ 46 - 55	AZ 56 - 70
Grunddüngung (P)	20-Jul	15-Aug	Düngerstreuer/ Phosphatdünger [kg P ₂ O ₅ /ha]		26	36	45	55
Grunddüngung (K)	20-Jul	15-Aug	Düngerstreuer/Kalidünger [kg K ₂ O/ha]		18	25	32	39
Pflügen	31-Aug	30-Sep	Pflug		1	1	1	1
Saatbettbereitung	15-Sep	1-Okt	Gerätekombination		1	1	1	1
Saat	15-Sep	1-Okt	Drille/ Z-Saatgut [kg Saatgut/ ha]		100	100	100	100
N-Düngung	20-Feb	12-Mär	Düngerstreuer/ Harnstoff [kg * ha ⁻¹]		132	92	115	140
N-Düngung	20-Mär	10-Mai	Düngerstreuer/ Harnstoff [kg * ha ⁻¹]		0	92	115	140
Unkrautbekämpfung	25-Feb	5-Apr	Herbizide		1	1	1	1
Bekämpfung Blattkrankheiten	15-Mai	15-Jun	Fungizide		0	1	1	1
Wachstumsregler	15-Mai	15-Jun	Cycocel		0	0,5	1	1
Ernte und Transport	28-Jul	19-Aug	Mähdrescher Erntegut [dt Körner/ ha]		31	42	53	65

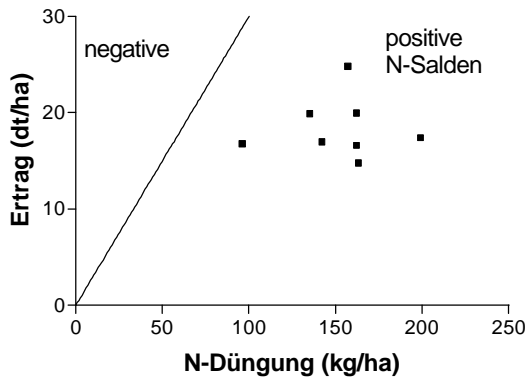
Anhang 2: N₂-Fixierung und kalkulatorisches Ertragsrisiko der Modellverfahren nach Kulturart

Kulturschlüssel	Name	Ertragsrisiko	N ₂ -Fixierung
BGE	Braugerste	15%	
ERB	Erbsen	20%	75
GLU	Gelblupinen	20%	140
HAF	Hafer	20%	
KMA	Körnermais	15%	
LUZ	Luzerne	5%	220
OLE	Öllein	15%	
SBL	Sonnenblumen	20%	
SGE	Sommergerste	15%	
SKA	Speisekartoffeln	20%	
SMA	Silomais	15%	
STI	Stilllegung	0%	
SWE	Sommerweizen	10%	
TRI	Triticale	10%	
WGE	Wintergerste	15%	
WRA	Winterraps	10%	
WRO	Winterroggen	10%	
WWE	Winterweizen	10%	
ZRU	Zuckerrüben	10%	

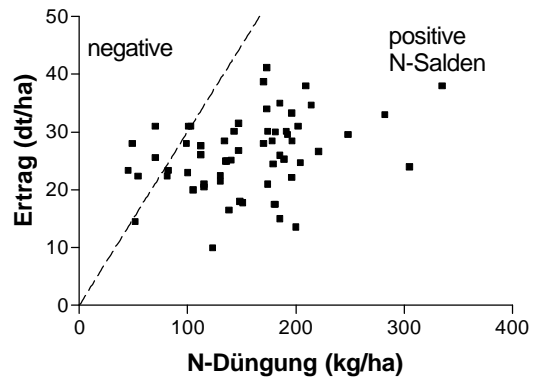
Anhang 3: N-Düngung und Ertrag landwirtschaftlicher Kulturpflanzen von 19 Betrieben im Untersuchungsraum von 1995 bis 1997 (gestrichelte Linie entspricht dem Entzug durch die Ernteprodukte)



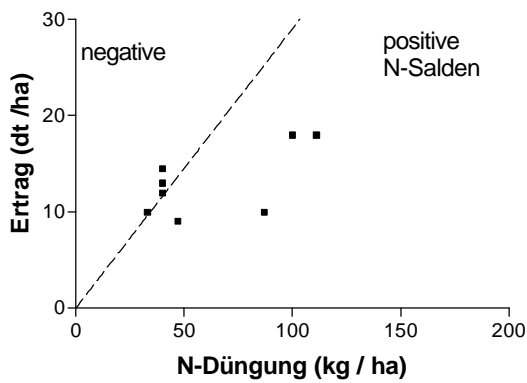
Sommerraps (n=9)



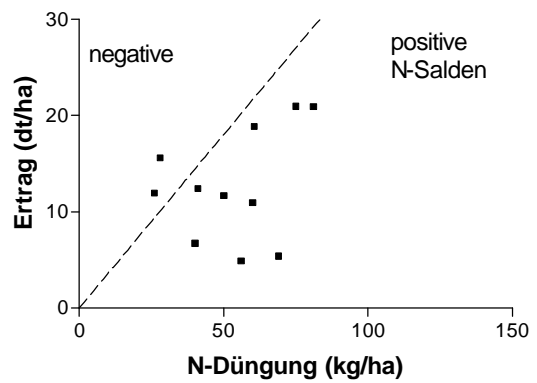
Winterraps (n=60)



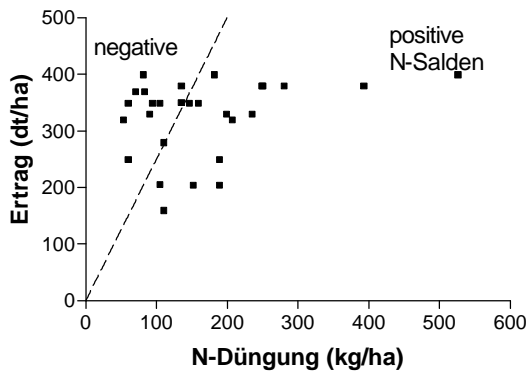
Öllein (n=8)



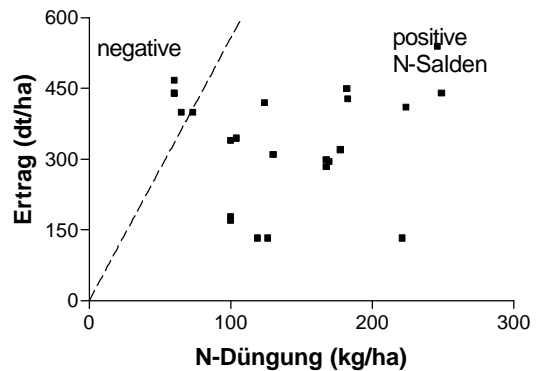
Sonnenblumen (n=11)

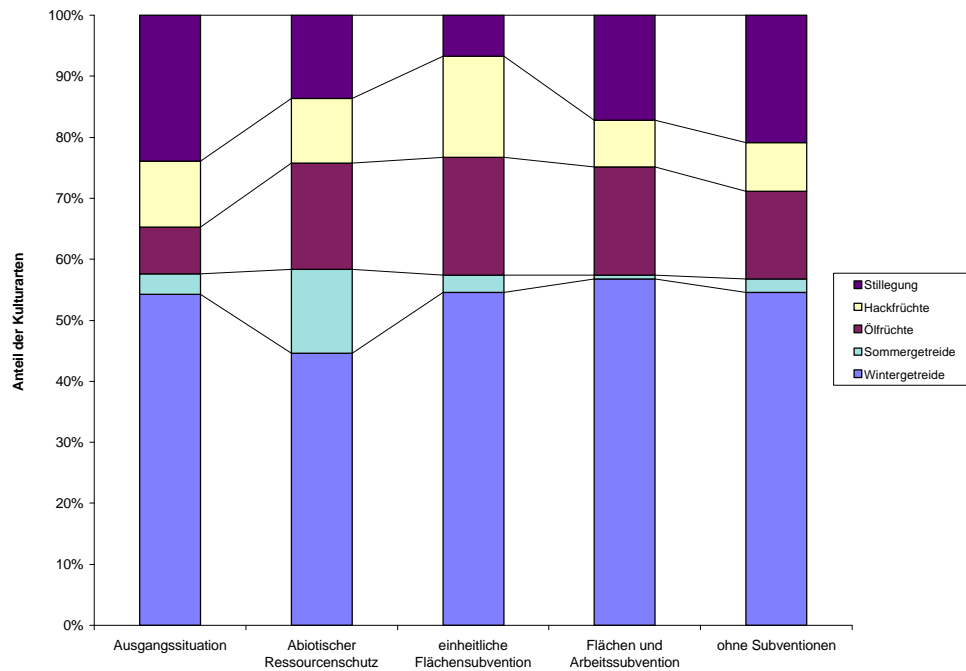


Silomais (n=28)

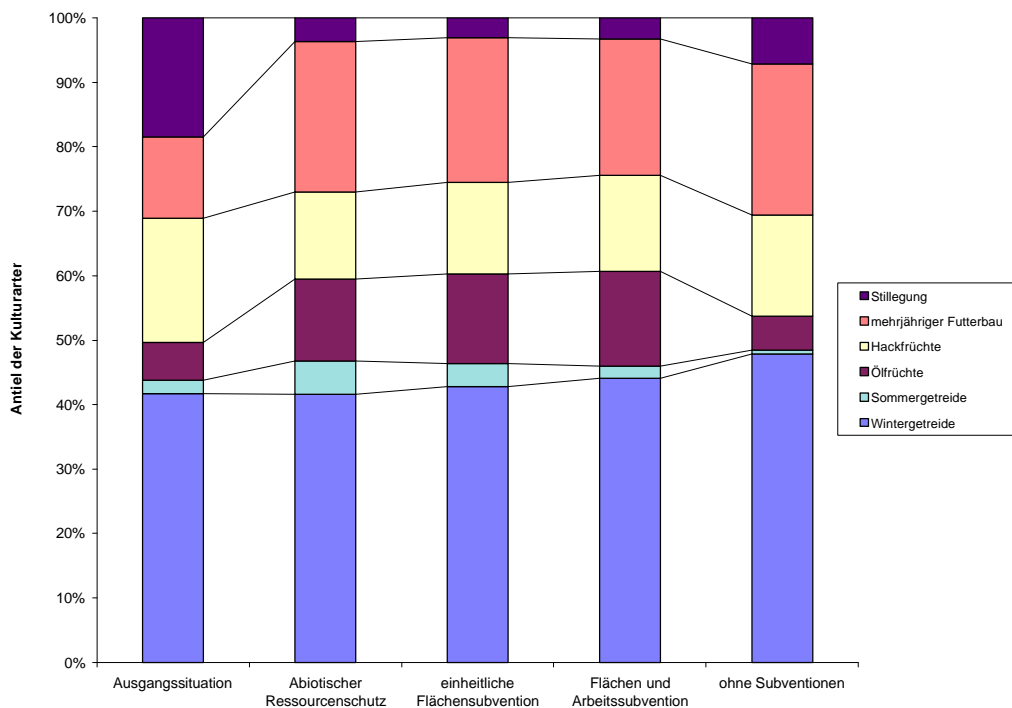


Zuckerrübe (n=23)





Anhang 4: Anteil verschiedener Kulturarten eines Marktfruchtbetriebes bei unterschiedlichen Rahmenbedingungen



Anhang 5: Anteil verschiedener Kulturarten eines Gemischtbetriebes bei unterschiedlichen Rahmenbedingungen