

Naturschutzplanung für das NSG „Heiliges Meer“ und die umgebende Agrarlandschaft (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen)

Ulrich Bangert und Ingo Kowarik, Berlin

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	274
2. Historische Kulturlandschaft	278
2.1 Entwicklung der Kulturlandschaft seit dem 17. Jahrhundert	278
2.1.1 Nutzungs- und Landschaftsphasen	278
2.1.2 Wandel und Konstanz der Landschaftselemente	285
2.2 Bewertung der Landschaftsbestandteile	288
2.2.1 Lokale Umweltqualitätsziele als Bewertungsmaßstäbe	288
2.2.2 Gebietsbewertung	291
3. Arten und Lebensgemeinschaften	294
3.1 Vegetationsentwicklung von der Unterschutzstellung bis heute	294
3.2 Bewertung der Vegetation des Kerngebietes und der angrenzenden Flächen	303
3.2.1 Umweltqualitätsziele als Bewertungsmaßstäbe	303
3.2.2 Gebietsbewertung	304
4. Beeinträchtigungen und Gegensteuerungsmöglichkeiten	310
4.1 Beeinträchtigung durch Nutzung und Nutzungswandel	310
4.1.1 Nivellierung kulturlandschaftlicher Eigenart im Heiligen Feld	310
4.1.2 Veränderung des natürlichen und anthropogenen Störungsregimes im Kerngebiet	312
4.1.2.1 Ökologische Wirkungen historischer Nutzungsweisen und heutiger Pflegemaßnahmen	312
4.1.2.2 Bewertung der Beeinträchtigungswirkung	315
4.1.2.3 Steuerungsmöglichkeiten	317
4.2 Stoffeinträge in die Lebensräume des Kerngebietes	319
4.2.1 Potentielle Wirkfaktoren und Eintragspfade	320
4.2.2 Bewertung der Belastungswirkung	324
4.2.3 Bewertung der Belastungspfade: lokale Risikozonen im landwirtschaftlich genutzten Umfeld	328
4.2.4 Möglichkeiten zur Steuerung der Immissionen	329
4.3 Belastende Emissionen im Heiligen Feld	329
4.3.1 Emissionssituation	332
4.3.1.1 Wirtschaftsdüngeranfall und -lagerung	332
4.3.1.2 Stickstoff- und Phosphorbilanzen der landwirtschaftlichen Nutzung	335
4.3.1.3 Ammoniak-Ausgasung	339
4.3.1.4 Abwehung partikulärer Nährstoffe (Winderosion)	342
4.3.1.5 Nitrat- und Phosphatauswaschung	347

4.3.1.6	Abwassereinleitung und Oberflächenabfluß	353
4.3.2	Bewertung der Handlungsprioritäten	355
4.3.3	Möglichkeiten zur Steuerung der Emissionen im Umfeld des Kern- gebietes	360
5.	Handlungskonzept	361
5.1	Umsetzungspotential	361
5.1.1	Bereitschaft von Landwirten zur Mitwirkung	361
5.1.2	Einsatz von Instrumenten des staatlichen Naturschutzes	362
5.2	Sozio-ökonomische Umsetzungsgrenzen	366
5.3	Umsetzungsvarianten und -szenarien	367
5.3.1	Nutzungssteuerung	367
5.3.1.1	Segregative Umsetzung	367
5.3.1.2	Integrative Umsetzung	369
5.3.2	Pflegemaßnahmen im Kerngebiet	373
5.3.2.1	Stark erhöhte Dynamik	374
5.3.2.2	Mäßig erhöhte Dynamik	375
5.3.2.3	Umsetzungsszenarien	375
5.3.3	Lenkende und informierende Maßnahmen	375
5.3.3.1	Kulturlandschaftspfad durch das Heilige Feld	375
6.	Schlußfolgerungen	380
7.	Zusammenfassung	384
8.	Literatur- und Quellenverzeichnis	385

1. Einleitung

Problematik und Lösungsansatz

Naturschutz in Agrargebieten ist durch eine fortschreitende Landschaftsteilung gekennzeichnet, die auf ungelöste Konflikte zwischen Schutz- und Nutzungsansprüchen hindeutet: Immer mehr Schutzgebiete werden ausgewiesen, in denen Nutzungen häufig völlig ausgeschlossen sind, und die Landschaft wird mit „vernetzten Naturelementen“ angereichert. Auf den Nutzflächen bleibt der Umfang an mechanisch-technischen und chemischen Eingriffen jedoch weitgehend gleich oder nimmt sogar noch zu (PFADENHAUER 1994, HABER 1997, PLACHTER & WERNER 1998). Für viele Arten und Lebensgemeinschaften kann eine solche Segregation tatsächlich das Überleben sichern. In den meisten Naturschutzgebieten ist die Gesamtbilanz dieser Strategie jedoch negativ (WITTIG 1980, HAARMANN & PRETSCHER 1993). Gründe hierfür sind, daß Schadstoffbelastungen nicht vor Schutzgebietsgrenzen halt machen, viele Arten auf ein gewisses Maß an Nutzung angewiesen sind und zwischen Teilpopulationen Austauschbarrieren bestehen. Ein ähnliches Urteil kann aus landschaftsästhetischer und -geschichtlicher Perspektive gefällt werden. Die Nutzungsaufgabe in Schutzgebieten ebenso wie die Nutzungsintensivierung in den verbliebenen Agrarräumen nivelliert die kulturlandschaftliche Eigenart, die das Landschaftserleben wesentlich mitbestimmt (WÖBSE 1992, 1993).

In den substratbedingt nährstoffarmen Sandlandschaften Nordwesteuropas zeigen sich die Grenzen des segregativen Naturschutzes besonders deutlich: In den flachen Sandebenen hat der Nutzungswandel von der Heide- zur Veredelungswirtschaft großräumige und radi-

kale Landschaftsveränderungen ausgelöst, in denen die Reste „historischer Kulturlandschaften“ kaum mehr erkennbar sind. Die Reste oligo- und mesotropher Ökosysteme reagieren empfindlich auf Stoffeinträge. Zugleich ist das Risiko diffuser Belastungen hoch, weil auf den ertragsschwachen Sandböden Veredelungsbetriebe mit erheblichen betriebsimmanenten Emissionsrisiken vorherrschen und die Bodenart die Schadstoffverlagerung durch Erosion und Auswaschung erleichtert.

Angesichts der krassen Gegensätze stehen Pufferzonen in den Schutzkonzepten an erster Stelle. Aus ihnen erwächst ein erheblicher Flächenbedarf mit einem entsprechenden Konfliktpotential gegenüber der Landwirtschaft.

Im Naturschutzgebiet Heiliges Meer (Abb. 1) spiegelt sich die skizzierte Problematik wider. Die Gewässer sind durch natürliche Bodensenkungen in einer flachen Sandebene und durch traditionelle menschliche Nutzungsmuster geprägt worden. Das Nebeneinander seltener natürlicher und anthropogener Lebensräume und die hohe Artenvielfalt mit oligotraphenten Relikten rechtfertigen den europäische Schutzstatus als FFH-Gebiet („DE-3611-301 „Heiliges Meer und Heupen“ im Standard-Datenbogen nach Natura 2000-Richtlinie). Speziell für die Gewässer gibt es schon lange Vermutungen über anthropogene Nährstoffeinträge aufgrund der unmittelbaren Benachbarung von Schutzgebiet

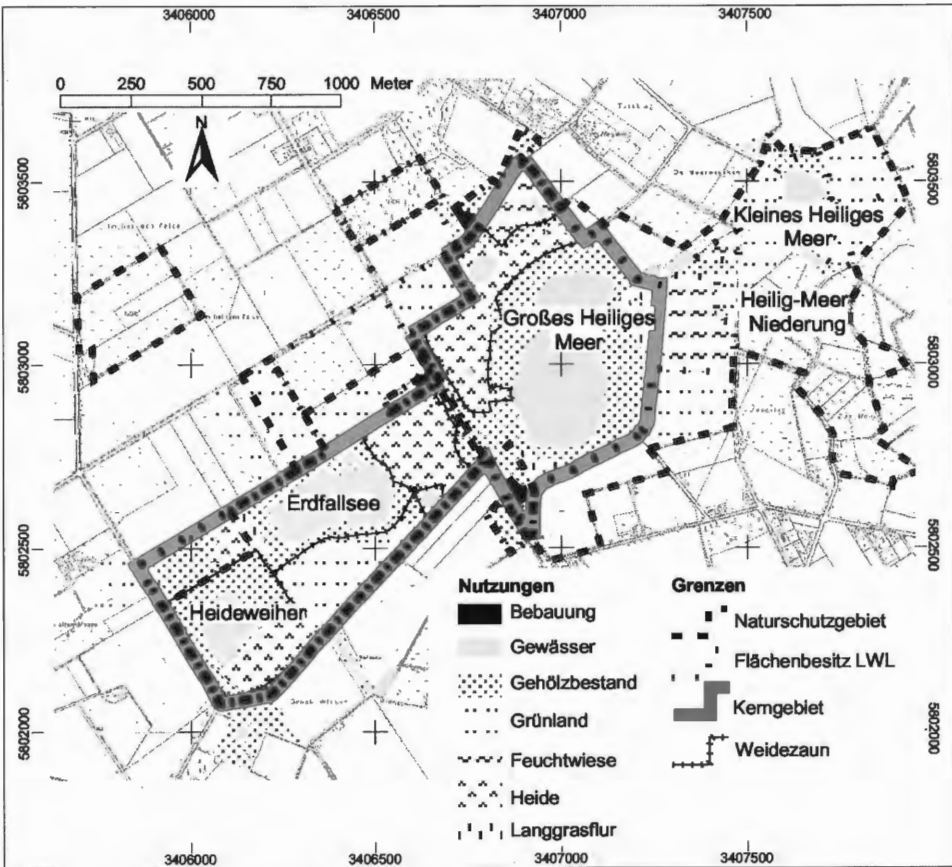


Abb. 1: Gewässerlandschaft Heiliges Meer
Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

und landwirtschaftlichen Nutzflächen (u.a. BUDE 1942, RUNGE 1957, PUST 1993). Nicht zuletzt deshalb verfolgte der Naturschutz hier schon viel früher als in anderen Gebieten segregative Strategien mit verschiedenen Immissionsschutzmaßnahmen im 1930 ausgewiesenen Schutzgebiet und mit einer fortlaufenden Arrondierung angrenzender Flächen (vgl. BEYER zit. in TEBBE 1970, REHAGE 1983, TERLUTTER 1995). Der Artenrückgang hält trotz der Schutzbemühungen an und betrifft u.a. mit *Lobelia dortmanna* auch die Leitarten sandoligotropher Lebensräume. Daneben weisen erhebliche Salzkonzentrationen in der Meerbecke und Nitratkonzentrationen im Grundwasser des Schutzgebietes auf die Dringlichkeit weiterer gegensteuernder Maßnahmen hin (PUST 1993, BANGERT & KOWARIK 1998, WEINERT et al. in diesem Band).

Die Planung versucht am Beispiel der Heide- und Gewässerlandschaft Heiliges Meer Wege zu finden, die eine Koexistenz oligotropher Kulturlandschaftsrelikte inmitten hypertropher Agrargebiete langfristig sicherstellen.

Das Teilprojekt „Naturschutzplanung“ im interdisziplinären Forschungsvorhaben „Die Schadstoffbelastung der Gewässerlandschaft Heiliges Meer und die Möglichkeiten landschaftsplanerischer Gegensteuerung“, das von der VolkswagenStiftung gefördert wurde, liefert den methodischen Beitrag zur Umsetzung des Leitbildes. Es setzt drei methodische Schwerpunktziele (zu methodischen Details siehe BANGERT & KOWARIK 2000):

- Eine wirkungs- und herkunftsbezogene Risikoanalyse für parzellengenaue Gegensteuerungsmaßnahmen in der Agrarlandschaft. Einen wesentlichen Beitrag dazu liefern Nutzungsdaten aus einer Betriebsleiterbefragung und eine Emissionsmodellierung, die durch ein geographisches Informationssystem (GIS) gestützt wird. Die Risikoanalyse knüpft an die Ergebnisse der hydrogeologischen und gewässerökologisch-vegetationskundlichen Forschungen im Gebiet an (WEINERT et al., HAGEMANN et al. in diesem Band).
- Die Erweiterung der stofflich-funktionalen Landschaftsanalyse und -planung um landschaftsgeschichtliche Untersuchungen, denn die Ökosysteme sind Teil einer alten Kulturlandschaft und die emotionale Beziehung zwischen Menschen und der sie umgebenden Landschaft ist eine wesentliche Triebfeder des Naturschutzes und eine seiner nachvollziehbarsten Begründungen (KÖHLER 1997).
- Die Einbeziehung der ökonomischen Spielräume und der individuellen Mitwirkungsbereitschaft der Landwirte. Beides ist Voraussetzung eines von den Betroffenen akzeptierten, dauerhaft wirksamen Naturschutzes (u.a. VON HAAREN 1988, 1993, WERNER & BORK 1998). Die erforderlichen Daten werden ebenfalls aus der Befragung der Landnutzer gewonnen.

Planungsablauf und Kapitelgliederung

Um die Handlungsziele bestimmen zu können, müssen ökologische Daten mit allgemeinen Wertvorstellungen verknüpft werden (ERZ 1986, VON HAAREN 1988, PLACHTER & WERNER 1998). Die Zielableitung ist der zentrale Arbeitsschritt in der Naturschutzplanung. Sie folgt in Anlehnung an KIEMSTEDT (1991) einem deduktiven Zielsystem, ausgehend von allgemeinen Leitprinzipien, einem konsenshaften Landschafts-Leitbild (vgl. BANGERT & KOWARIK 1998, 2000) und daraus abgeleiteten Umweltqualitätszielen (Abb. 2). Diese geben auf der Objektebene die angestrebte Qualität für einzelne Schutzgüter raumbezogen vor, z.B. die vorrangig zu erhaltenden oder zu entwickelnden Arten und Lebensgemeinschaften, und sie bilden den Wertmaßstab für die anschließende Gebietsbewertung.

In naturschutzfachlichen Arbeiten ist es grundsätzlich erforderlich, Bewertungen zu kennzeichnen und die Ziele als Werthintergrund zu nennen. In Übereinstimmung mit WIEGLEB

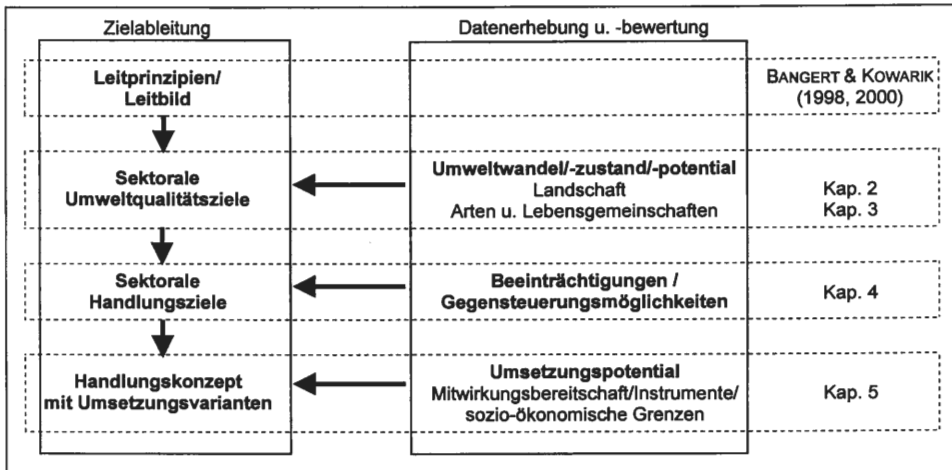


Abb. 2: Arbeitsschritte in der Naturschutzplanung und Kapitelgliederung.

(1997) wird hier zur sauberen begrifflichen Abgrenzung gegenüber naturwissenschaftlichen Auswertungen (Klassifizierungen, Reihungen etc.) der Begriff Bewertung nur für den Abgleich zwischen dem Ist-Zustand und dem Soll-Zustand (hier: Umweltqualitätsziele) verwendet. Die Einbindung der Bewertungsschritte in den Planungsablauf und die Kapitelgliederung verdeutlicht Abb. 3.

Erst nachdem die angestrebte Umweltqualität benannt und die reale Qualität bewertet worden sind, lassen sich verursacherbezogene Handlungsziele festlegen, durch die die Umweltqualitätsziele zu realisieren sind (vgl. UBA 1996). Da Gegenmaßnahmen um so effektiver sind, je näher sie an den Beeinträchtigungsfaktoren ansetzen, werden sie hier parallel zur Beeinträchtigungsanalyse ermittelt (Kap. 4). Im Handlungskonzept werden diese sektoralen Ziele untereinander und mit den sozio-ökonomischen Umsetzungsbedingungen abgewogen (Kap. 5).

Am Ende der Planung stehen Vorschläge für ein umfassendes Naturschutzmanagement. Dabei werden unterschiedliche Strategien vorgeschlagen, zu Umsetzungskonzepten ausgearbeitet und mit Hilfe von Szenarien im GIS verglichen. Auf diese Weise werden die Entscheidungs- und Reaktionsspielräume aufgezeigt, als Grundlage für eine sachgerech-

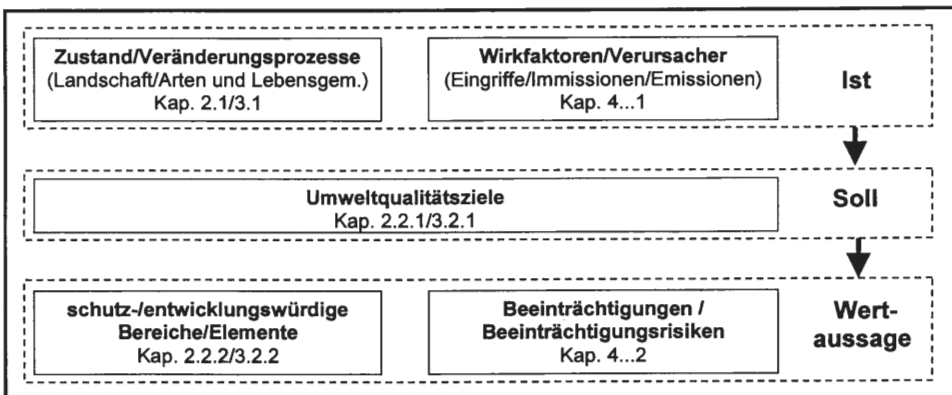


Abb. 3: Bewertungen in der Naturschutzplanung.

te und flexible Entscheidung der Handlungsträger. Die zentrale Frage lautet dabei: Konzentriert sich der Naturschutz auf die „klassische“, segregative Strategie und entwickelt diese weiter, oder gibt es darüber hinaus einen Weg, Ziele innerhalb der produktionsorientierten Landwirtschaft, d. h. nutzungsorientiert, umzusetzen?

2. Historische Kulturlandschaft

Wie können das Landschaftserleben, die Erkennbarkeit geschichtlicher Zusammenhänge, die „historische Kulturlandschaft“ als Ganzes geschützt oder gar entwickelt werden? Für ein Handlungskonzept müssen Kriterien für schutz- und entwicklungswürdige Landschaftsausprägungen im Heiligen Feld gefunden werden. Hierzu dient die folgende Landschaftsanalyse und -bewertung. Einleitend wird die Kulturlandschaftsgeschichte des Heiligen Feldes einschließlich der heutigen Naturschutzgebiete anhand der gebietsspezifischen Nutzungs- und Landschaftsphasen sowie Landschaftselemente dargestellt (Kap. 2.1.1., 2.1.2.). Grundlegende Informationsquellen sind historische Karten, die, soweit sie geodätischen Anforderungen genügen, in das geographische Informationssystem eingebunden wurden. Mit Hilfe von Textquellen werden die sozio-ökonomischen Auslöser des Wandels identifiziert und die Landschaftsphasen zeitlich genauer eingegrenzt. Die Ergebnisse des Analyseteils münden in lokale Umweltqualitätsziele (Kap. 2.2.1.), vor deren Hintergrund besonders schutz- und entwicklungswürdige Landschaftsbestandteile identifiziert werden (Kap. 2.2.2.).

2.1 Entwicklung der Kulturlandschaft seit dem 17. Jahrhundert

2.1.1 Nutzungs- und Landschaftsphasen

Die Flächenbilanzen auf der Grundlage von historischen Karten (ab 1768) und Luftbildern (ab 1960) (vgl. Tab. 1) lassen vier Kulturlandschaftsphasen erkennen, die in Abb. 6 und Abb. 7 gegenübergestellt werden.

1) Von der gemeinschaftlichen Nutzung zur Heidelandschaft (Höhepunkt im 18. Jahrhundert)

Die ersten Katasterkarten von 1826-1827 weisen den überwiegenden Teil des Untersuchungsgebietes als Gemeinheit aus. Darin waren die Grundbesitzer der Bauernschaften und Kirchspiele Steinbeck, Hopsten, Püsselbüren und Uffeln berechtigt, Plaggen und Sudden zu stechen, Holz zu nutzen. Sie hatten unbegrenztes Weiderecht, während die Heuerleute nur hudeberechtigt waren (BRAKENSIEK 1991, ESSLAGE 1994, RÖMHILD 1994). Infolge dieser über mehrere Jahrhunderte ausgeübten Nutzung bildete sich eine baumarme, zwergrausch- und pfeifengrasreiche Vegetation aus, die vermutlich in weiten Teilen dem Bild entsprach, das noch in den 1930er Jahren im NSG aufgenommen wurde (Abb. 4).

Die frühen Grenzkarten geben Aufschluß über den Höhepunkt der rodungsbedingten Verheidung im Heiligen Feld: Noch 1616 wurde im Bereich südlich des heutigen Erdfallseegebietes ein langgestrecktes „Elsholt“ (Erlenbruch, Übers. d. Verf.) dargestellt (vgl. Staatsarchiv Münster, Kartensammlung A1239). Die gleiche Signatur und Bezeichnung findet sich ebenfalls am Nordufer des Großen Heiligen Meeres sowie beiderseits eines am Südufer einmündenden Baches. Auf den folgenden Karten des 18. und beginnenden 19. Jahrhunderts werden nur noch unbedeutende Flächenanteile als Wald bzw. Holzung vermerkt: auf der Karte von 1768 (Abb. 5) ist lediglich auf einer Parzelle ein „Königlicher Dannen Campff“, vermutlich eine Kiefern-Aufforstung, eingezeichnet. Der mit geodätischen Unsicherheiten abgeleitete Heideanteil einschließlich Gewässer betrug nach dieser



Abb. 4: Heide im heutigen Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, Aufnahme vom 16.06.1927; Fotoarchiv des Westfälischen Museums für Naturkunde.

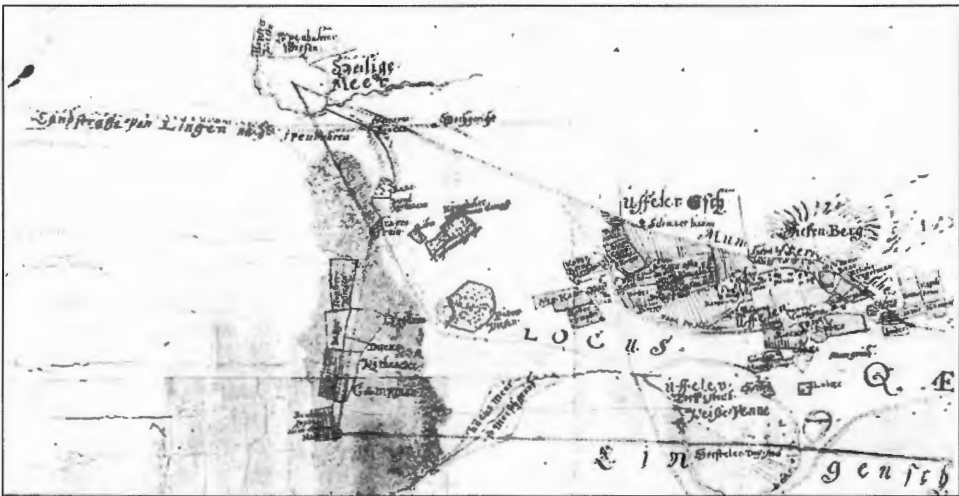


Abb. 5: Ausschnitt der Karte über strittige Grenzen zwischen dem Hochstift Münster und der Grafschaft Lingen und Tecklenburg - vom Heiligen Meer bei Hopsten über Uffeln, Gravenhorst, Dörenthen bis Saerbeck und bei Greven, 1768, Staatsarchiv Münster.

Karte ca. 85 %. Bis in die Mitte des 19. Jahrhunderts nahmen Heiden und Gewässer etwa 3/4 des Gebietes ein (vgl. Tab. 1).

Innerhalb der Gemeinheit werden bereits auf der ersten Grenzkarte von 1616 im Sandbereich des Heiligen Feldes westlich der heutigen Straße Ibbenbüren - Hopsten Parzellen abgegrenzt und als Wiesen Uffelner Bauern gekennzeichnet, („Bahren Wiesen“, „Tegelmans Wiesen“, „Pötters Wiesen“, so auch Abb. 5). Die früheste urkundliche Erwähnung eines der zugehörigen Höfe stammt aus dem 14. Jahrhundert (Hof Witthake in Uffeln, RÖMHILD 1994).

Tab. 1: Flächenanteile der Nutzungstypen (%) im Heiligen Feld in sechs Zeitschnitten zwischen 1768 bis 1996 (Quellen: Grenzkarte A423 von 1768, Katasterkarten 1826ff, Bodenschätzungskarten 1936-38; TK25 Blatt 3611 Ausgaben 1842 (Uraufnahme), 1897, 1947; Luftbilder: TK25L 1939, Alliierte Streitkräfte 1941-44, DGK5L 1960, CIR 1995; Nutzungstypenkartierung 1996).

Nutzungstyp	1768	1826	1895	1939	1960	1996
Acker	2%	8%	9%	26%	29%	59%
Weide	<1%	1%	4%	27%	-	12%
Wiese	12%	14%	13%	15%	-	2%
Grünland	12%	15%	17%	42%	45%	14%
Laubwald/-gebüsch	-	-	2%	3%	2%	5%
Mischwald	-	-	2%	2%	1%	4%
Nadelforst/-wald	-	-	27%	13%	11%	5%
Wald/Forst	0%	1%	31%	18%	14%	14%
Heide	-	70%	36%	6%	3%	2%
Gewässer	-	4	3%	3%	3%	3%
Heide/Gewässer	85%	74%	39%	9%	6%	5%
sonstige¹	0%	1%	4%	5%	6%	9%

¹ Hoffläche/Stall, Garten, Wohnbebauung, Wee, Sportplatz

Die frühen Wiesenbereiche liegen innerhalb der von LOTZE (1957) verzeichneten Bodensenkungsbereiche (vgl. WEINERT et al. in diesem Band). Die langgestreckte Niederung westlich des Heideweiher (Abb. 6) wird von LOTZE nicht erwähnt; vermutlich geht jedoch auch sie auf eine Senkung zurück. Die Überlagerung der ersten Katasterkarte (1826) mit den Daten der Reichsbodenschätzung (1936-1938) im GIS zeigt, daß die als Niedermoore ausgewiesenen Böden des Untersuchungsgebietes zu 84 % deckungsgleich mit diesen frühen Grünlandstrukturen sind.

Erst ab dem 17. Jahrhundert lassen sich im Untersuchungsgebiet Höfe mit umfriedeten Kämpfen (Feld einer Einzelsiedlung) durch Karten und schriftliche Quellen belegen. Die Besiedlung erfolgte aus zwei Richtungen: Am Südrand des Heiligen Feldes ließen sich Neubauern und Heuerleute der Uffelner Höfe nieder, und an den Wiesen westlich des Heideweiher und im Bereich nördlich des Großen Heiligen Meeres siedelten Hopstener Neubauern und Heuerleute. Auf den Kämpfen der ältesten Höfe im Untersuchungsgebiet, Becker (Gründung vor 1768, heute Brink/Tepe) ganz im Westen und Hespeling/Grothus (Gründung 1794, heute Üffing/Ruhrberg) nördlich des Großen Heiligen Meeres, haben sich Plaggenesche entwickelt (vgl. THIERMANN 1975), deren Aufwölbung noch heute schwach erkennbar ist.

Der Anteil kultivierter Flächen, d.h. Wiesen, Grasweiden und Äcker, blieb bis zum Ende des 19. Jahrhunderts gegenüber den Heiden und Kiefernwäldern unbedeutend und wuchs nach den Grundsteuerkatastern zwischen 1824 und 1872 nur von 23 % auf 25 % der Gesamtfläche, obwohl in der Zwischenzeit die meisten Gemeinden des Untersuchungsgebietes geteilt und privatisiert worden waren. Die Separation der drei am Gebiet beteiligten Gemeinden (Püßelbüren-Uffelner, Steinbecker, Hopstener Mark) erfolgte zwischen 1853 und 1884, legt man als Abschlußdatum die Unterzeichnung der Teilungsrezesse zugrunde (vgl. Abschrift bei PRUSS o.J., KLEINERT 1988, ESSLAGE 1994).

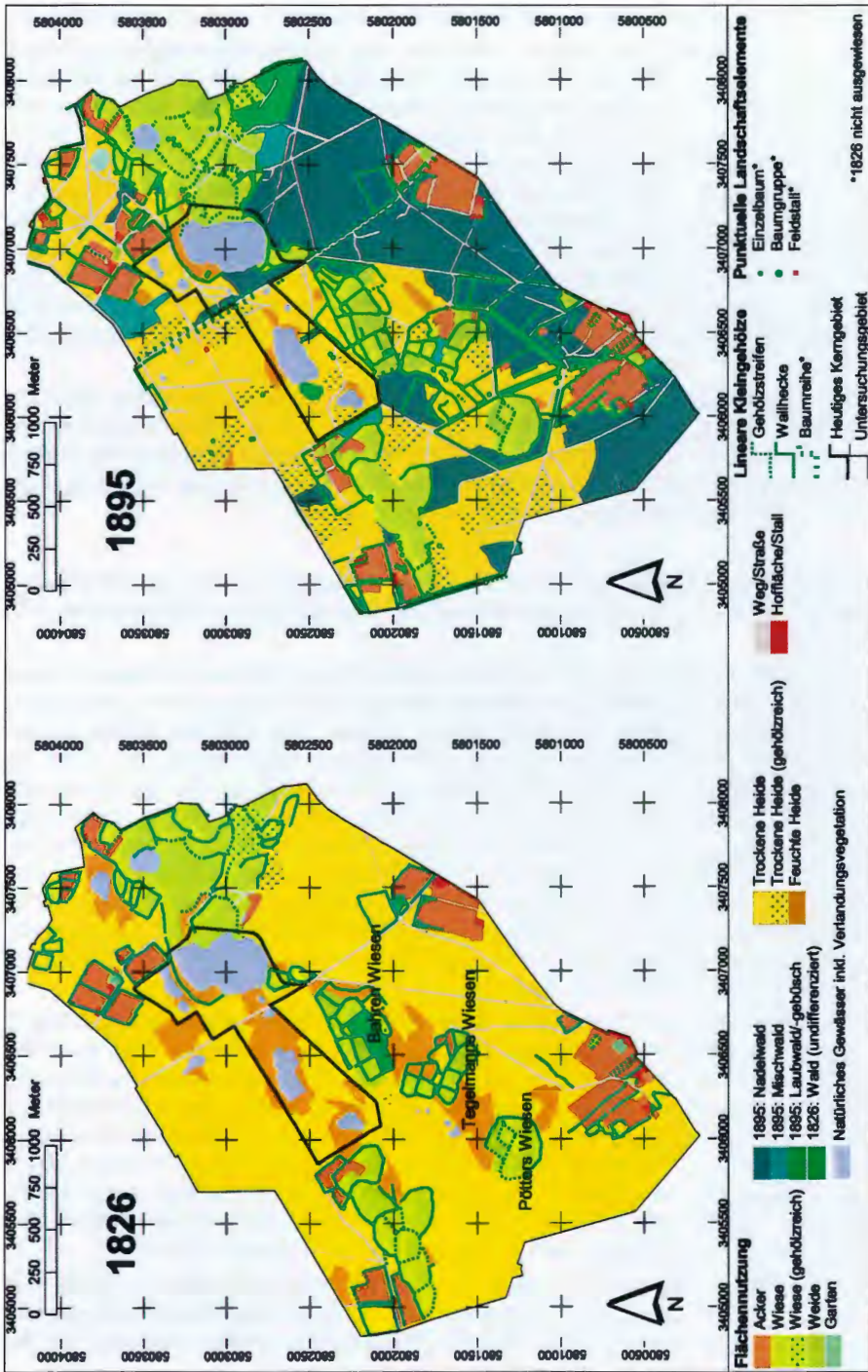


Abb. 6: Wandel der Kulturlandschaft im Heiligen Feld: Heidelandschaft 1826 und Heide-Kiefern-Landschaft 1895 (Quellen: Katasterkarten 1826-1827; TK25 Blatt 3611 Ausgaben 1842 - Uraufnahme; 1897).

2) Von der Gemeinheitsteilung zur Heide-Kiefern-Landschaft (Ende 19. Jahrhundert)

Die Gemeinheitsteilung verkleinerte den Kreis der Nutzungsberechtigten im Untersuchungsgebiet: Der zur Püßelbüren-Uffelner-Gemeinheit gehörende Teil, ca. 300 ha bzw. 2/3 des Sandgebietes, wurde nur auf etwa 20 Berechtigte aufgeteilt (vgl. Karte zum Teilungsrezeß, zit. in ESSLAGE 1994). Ehemalige Nutzungsberechtigte, Heuerleute und Neubauern, die ihren Grund weniger als 30 Jahre besaßen, waren von der Teilung ausgeschlossen (GLADEN 1970). Dies und die Effektivierung der Fütterung und Stallmistgewinnung, die seit der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts in Westfalen voranschritt (BÖNIGHAUSEN 1829), veränderten die Heidenutzung: Das traditionelle Plaggen und Beweiden wurde eingestellt. Statt dessen wurden Kiefern aufgeforstet, wofür die Preußische Regierung Förderungen gewährte (vgl. Reichsgesetz vom 14.03.1881 zit. in HASELHOFF & BREME 1900), oder es entstanden sekundäre Kiefernwälder infolge der Nutzungsextensivierung.

Die erste topographische Karte der preußischen Landvermessung, Aufnahme 1895, dokumentiert den Höhepunkt der „Koniferisierung“, die in weiten Teilen Nordwestdeutschlands stattfand (vgl. LEUSCHNER & IMMROTH 1994). Sie betraf besonders die südlichen Sandflächen des Untersuchungsgebietes, während die alten, offenbar lange schon privat genutzten Niedermoorbereiche unberührt blieben (Abb. 6).

3) Der Schritt zur räumlichen Entflechtung: NSG-Ausweisung im zentralen Heiligen Feld (Wald/Heidelandschaft) - Heidekultivierung im Umfeld (Grasweidelandschaft) (1920-1960er Jahre)

Mit dem Kauf der Parzellen um das Große Heilige Meer und den Erdfallsee im August 1927 tritt der Provinzialverband der Provinz Westfalen als Vorgänger des Landschaftsverbandes Westfalen-Lippe als zweiter wichtiger „Nutzer“ des Heiligen Feldes neben die Landwirtschaft. Am 22.3.1930 wird das durch weitere Flächenkäufe auf 55 ha angewachsene, jedoch noch aus drei Teilen bestehende heutige Kerngebiet als „Naturschutzgebiet Heiliges Meer“ ausgewiesen (VO v. 22. März 1933 nach § 30 Feld- und Forstpolizeigesetz i.d.F. v. 21.01.1926). Ende der 1930er Jahre waren die Heideflächen des Heiligen Feldes bereits auf einen schmalen, lückigen Korridor zusammengeschmolzen, dessen Zentrum nun unter Schutz gestellt war (vgl. Abb. 7). Nach der Schutzgebietsverordnung waren sowohl die Heide-Kultivierung als auch die traditionellen Nutzungsweisen ausgeschlossen, so daß sich bis in die 1960er Jahre Gehölzbestände ausweiteten (siehe Veränderungsprozesse im Kerngebiet, Kap. 3.1).

Im Umfeld des heutigen Schutzgebietes hatte schon vor dem Flächenkauf durch den Provinzialverband eine neue Nutzungs- und Landschaftsphase begonnen. Der erste Höhepunkt der „Ödlandkultivierung“ in Westfalen in der Zeit kurz vor und zu Beginn des ersten Weltkrieges sparte das Heilige Feld noch weitgehend aus. Die zweite Welle in den 1920er Jahren, die SCHULTE-HERKENHOFF (1924) und KÖLKER (1934) für Westfalen und das Tecklenburger Land angeben, läßt sich auch im Heiligen Feld nachweisen. Die Protokolle der Reichsbodenschätzung geben auf 28 % der heutigen Acker- und Grünlandflächen, die auf der topographischen Karte von 1895 als Heide oder Kiefernbestand verzeichnet waren, „Neukulturen“ im Zeitraum zwischen 1920 und 1930 an.

Ende der 1930er Jahre waren die meisten Heiden und Kiefernbestände im Heiligen Feld in Grasweide und Acker umgewandelt worden, wobei der Grünlandanteil insgesamt überwog, jedoch vor allem im Süden und Nordosten bereits größere Bereiche als Äcker genutzt wurden (vgl. Abb. 7).

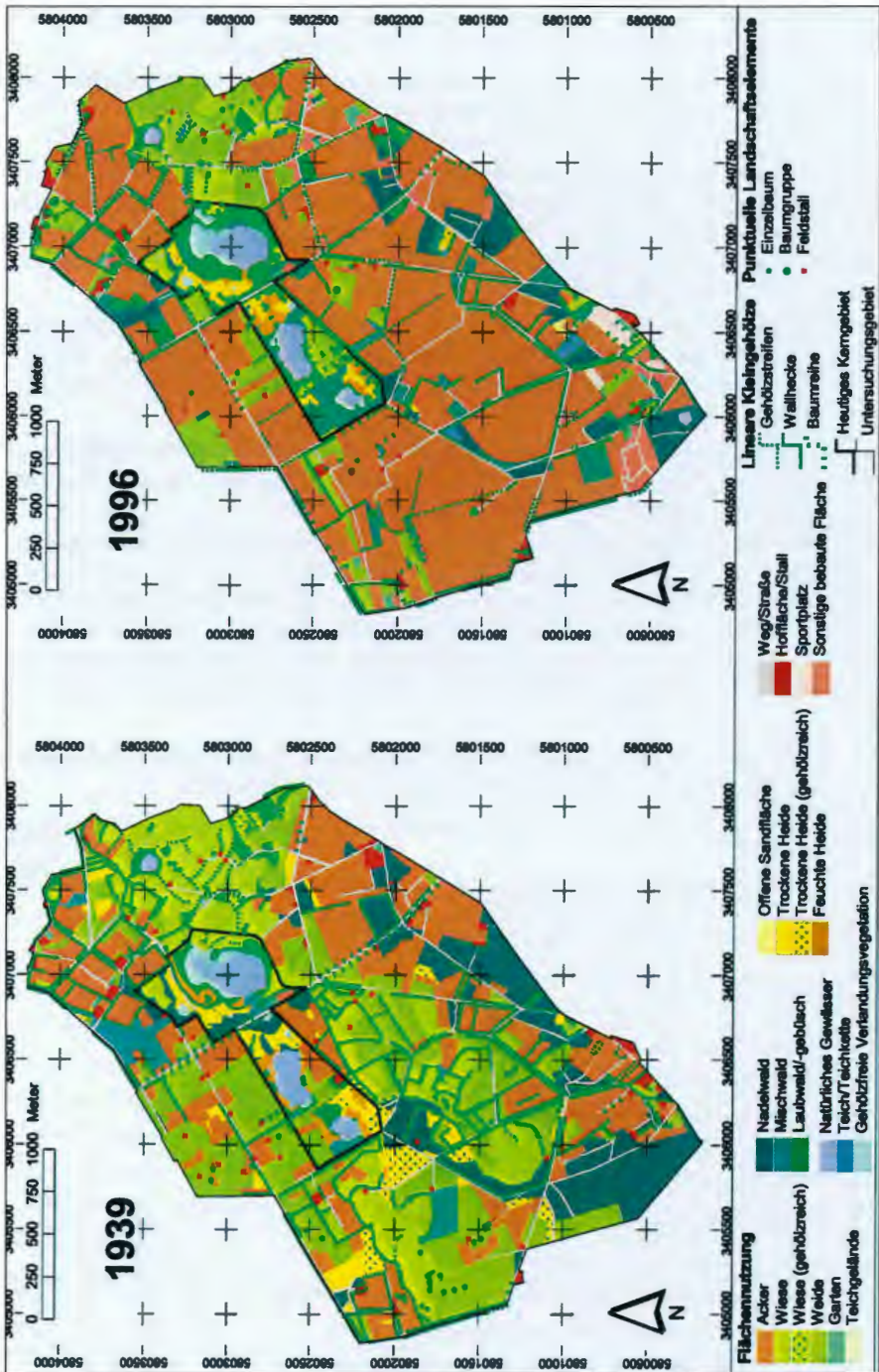


Abb. 7: Wandel der Kulturlandschaft im Heiligen Feld: Grasweidelandschaft 1939 und Ackerlandschaft 1996 (Quellen: Bodenschätzungskarten1936-38; TK25 Blatt 3611 Ausgabe 1947; Luftbilder: TK25L 1939, Alliierte Streitkräfte 1941-44, CIR 1995; Nutzungstypenkartierung 1996).

4) Verschärfung der Gegensätze: Flurbereinigung im Umfeld (Ackerlandschaft) Schutzgebietserweiterung (Grünland-Wald-Landschaft) (1960-1990er Jahre)

Der entscheidende Impuls, der aus der Grasweidelandschaft eine Ackerlandschaft werden ließ (vgl. Abb. 7), ging von der Flurbereinigung der 1960er und 1970er Jahre aus (v.a. Verfahren Hopsten II 26592 (H. 813) Einleitung 1959, Schlußfeststellung 8.12.1962).

Sie veränderte die Besitzgrenzen der alten Grünlandbereiche grundlegend, während die großen Parzellen, die aus der Gemeinheitsteilung hervorgegangen waren, weitgehend unberührt blieben. Im Bereich der Heilig-Meer-Niederung wurden asymmetrische Grenzen begradigt und Flurstücksgrößen von durchschnittlich 0,8 ha auf 2,2 ha vergrößert (vgl. Katasterkarte zur Flurbereinigung, Stand 1969).

Seit den 1970er Jahren hat sich das Grünland-Acker-Verhältnis, das seit Anfang des 19. Jahrhunderts bis in die 1960er Jahre relativ konstant bei etwa 2:1 lag, immer weiter verschoben. Es beträgt heute etwa 1:4 bei einem Ackeranteil von knapp 60 % der Gesamtfläche (vgl. Tab. 1).

Seit 1957 Jahren nahmen die Schutz- und Pflegeaktivitäten im Naturschutzgebiet zu. Das Gebiet wurde vom Dränagenetz der Kulturlandschaft abgekoppelt und aus den Heiden wurde ein Teil der aufgewachsenen Gehölzbestände entfernt.

Durch zahlreiche Aufkäufe von Acker- und Grünlandflächen wuchs der Flächenbesitz des Landschaftsverbandes in den Folgejahren auf knapp 100 ha (vgl. Tab. 2). Die meisten Arrondierungsflächen um das Kerngebiet wurden aus der landwirtschaftlichen Nutzung genommen, stellenweise kam es zur Wiederbewaldung. Nur etwa 22 ha im Norden des Erdfallsees und östlich des Großen Heiligen Meeres hat der Landschaftsverband heute unter Auflagen als Grünland verpachtet. Das heutige Naturschutzgebiet Heiliges Meer

Tab. 2: Flächenaufkäufe im Heiligen Feld durch den Provinzial- später Landschaftsverband Westfalen-Lippe seit 1927 (Chronologie bis 1985 nach VERHEYEN 1990).

Jahr	Parzellen	Fläche (ha)	verpachtet (ha)
	<i>Aufkauf der Heide- und Gewässerflächen</i>		
1927	Erdfallsee/Großes Heiliges Meer und angrenzende Parzellen	31,6	
1927	Heideparzelle am Erdfallsee und Heideweiher	15,6	
1928	Parzelle an der Hopstener Str. im Nordwesten des Heiligen Meeres	3,5	
1928	Heideparzelle nördlich des Großen Heiligen Meeres	3,8	
	<i>NSG-Erweiterung</i>		
1959	Waldparzelle an der Hopstener Str. im Süden des Heiligen Meeres	0,8	
ab 1959 ¹	Parzellen westlich der verlegten Meerbecke	7,7	
1965	Parzellen des Hofes Attermeyer	6,1	
1979	Waldparzelle im Norden des Großen Heiligen Meeres	0,8	
1985	Ackerparzelle nördlich des Heideweiher	3,7	
1981-1989	Grünlandparzellen in der Heilig-Meer-Niederung u. am Erdfallsee	9,8	8,8
1986	Ackerparzelle im Nordwesten des Großen Heiligen Meeres	3,0	3,0
1988	Grünlandparzelle im Norden des Großen Heiligen Meeres	2,0	
1997	Ackerparzelle im Norden des Erdfallsees	9,4	9,7
Summe		97,7	21,5

¹ Beginn des Flurbereinigungsverfahrens

umfaßt eine Fläche von 68,5 ha [Verordnung (VO) v. 18. Mai 1974 nach Reichsnaturschutzgesetz i.d.F. v. 26.6.1935, zuletzt geändert 16.12. 1969]. Im Jahr 1988 wurden in der Heilig-See-Niederung und im Norden des Erdfallseegebietes zusätzlich ca. 64 ha, vornehmlich Grünlandparzellen, als Naturschutzgebiet ausgewiesen [„Erweiterung Heiliges Meer“ bzw. „Heiliges Feld“ VO v. 20. August 1988, nach Landschaftsgesetz Nordrhein-Westfalen - LG NW i.d.F. v. 18.2.1975, zuletzt geändert am 6.10.1987] (vgl. Abb. 1). Um den einstigen Schutzgebietskern aus Heiden, Gewässern und Wäldern entstand so ein unregelmäßig breiter, stellenweise offener Gürtel aus extensiv genutzten Grünländern und naturnahen Gehölzbeständen.

2.1.2 Wandel und Konstanz der Landschaftselemente

Zu den Elementen der Kulturlandschaft gehören die Flächennutzungen (Heide, Wald, Grünland, Acker), deren Wandel zuvor bereits dargestellt wurde, sowie punkt- und linienhafte Landschaftselemente wie Hecken, Dünen, Gewässer etc. Deren Entwicklung läßt sich mit Hilfe topographischer Karten rekonstruieren und ansatzweise quantifizieren (vgl. Tab. 3).

Tab. 3: Entwicklung der Landschaftselemente im Heiligen Feld (7,4 km²) zwischen 1842 und 1991 nach Topographischen Karten (TK 25, Blatt 3611 Hopsten, Uraufnahme 1842, Ausgaben 1897, 1947, 1993); k.A. = keine (vergleichbaren) Angaben.

Jahr der TK 25-Aufnahme/Berichtigung		1842 ¹	1895	1939	1991
Kulturlandschaftsphase		Heidephase	Heide-Kiefernphase	Grasweidephase	Ackerphase
<i>Natürliche Landschaftselemente</i>					
Dünenbereich (Anzahl)		k.A.	22	14	5
Natürliches Stillgewässer (Anzahl)		15	16	11	10
<i>Anthropogene Landschaftselemente</i>					
Teich (Anzahl)		0	0	0	27
Kleingehölze (km)	Wallhecke	28,9	41,4	40,7	19,3
	Gehölzstreifen	4,9	6,8	5,6	16,9
	Baumreihe	0,2	3,1	3,6	5,4
	Gesamt	34,0	51,3	49,9	41,6
Weg (km)		13,8	46,6	38,9	35,4
Feldstall (Anzahl)		0	0	30	16
Hof (Anzahl)		13	21	24	14

¹ Bei der Interpretation der Uraufnahme von 1842 sind die gegenüber späteren Karten abweichenden Vermessungs- und Darstellungstechniken zu beachten.

Natürliche Dünen und Erdfallgewässer - charakteristische Landschaftselemente der Heidephasen

Die natürliche Geomorphologie des Heiligen Feldes wird durch ein Mosaik konvexer und konkaver Oberflächenformen in der ansonsten weithin ebenen Sandlandschaft geprägt. Die flachen Erhebungen gehen auf postglaziale Dünenaufwehungen sowie seltener auf fluviatile Bildungen zurück (vgl. THIERMANN 1975). Nach der Uraufnahme von 1842 gab es in der Heidelandschaft ausgedehnte Dünenbereiche zwischen Heideweier und „Pöters Wiesen“, im Norden des Großen Heiligen Meeres und am Südostrand des Untersu-

chungsgebietes. Die in den topographischen Karten verzeichneten Dünen haben seit 1895 von 22 im gesamten Gebiet auf heute 5 in den Heiden des Kerngebietes abgenommen (vgl. Tab. 3). Neben den Erhebungen gab es zahlreiche versumpfte oder vermoorte Flachsenken und tiefere, z.T. verlandete Erdfallgewässer, die auf Subrosionsprozesse zurückgehen (vgl. LOTZE 1957, THIERMANN 1975). LOTZE (1957) kartierte 37 Senken im Untersuchungsgebiet.

Die topographischen Karten lassen einen Rückgang der Erdfallgewässer nach 1895 erkennen (vgl. Tab. 3), der jedoch maßstabsbedingt wegen der z.T. geringen Größe der Gewässer nicht vollständig dokumentierbar ist. Außerhalb des Kerngebietes existieren heute nur noch das Kleine Heilige Meer und ein stark künstlich verändertes Gewässer westlich des Heideweihers.

Während natürliche Gewässer außerhalb des Kerngebietes aus der Landschaft verschwanden, entstanden als Elemente der modernen Kulturlandschaft zahlreiche Teiche zur Fischzucht und Entenjagd. Sie wurden vornehmlich in den nassen Senken angelegt (vgl. Tab. 3, Abb. 7).

Heckenumrandete Feuchtwiesen-Senken und Kämpe - typische Landschaftselemente bis in die Grasweidephase

Hecken umgaben in der Heidelandschaft die frühen Wiesenbereiche und Kämpe (vgl. Abb. 6 und Abb. 8). Dabei zeichneten Verlauf und Typ der Hecken die standörtlichen Unterschiede nach: Die rundlichen Parzellen der vermoorten Senken wurden durch flach gegründete Gehölzstreifen abgegrenzt. Um die Kämpe im Sandgebiet wurden hingegen Wallhecken angelegt, deren Verlauf sich an den eckigen Parzellengrenzen orientierte (vgl. Abb. 8). Das Heckennmuster der Heidelandschaft ist zunächst inselhaft ausgebildet. Nach der Separation nahm die Heckendichte im Sandgebiet ausgehend von den alten Nutzungseinseln netzartig zu (vgl. HASELHOFF & BREME 1900). Bereits in der nachfolgenden Heide-Kiefernlandschaft lösten langgestreckte gerade Strukturen das alte rundliche Heckennmuster ab (vgl. Abb. 6).

Da die Separation die moorigen Bodensenken kaum betraf, blieben diese auch nach der Heidekultivierung als rundliche, heckengesäumte Feuchtwiesen in der Grasweidelandchaft erkennbar (vgl. Abb. 7).

Nach der Flurbereinigung hat sich ein räumlich-standörtlich undifferenziertes Landschaftsmuster ausgebildet: Vielfach wurden alte Wallhecken durch langgestreckte flach gegründete Gehölzstreifen abgelöst (vgl. Abb. 8). Dabei hat die Gesamtlänge der Kleingehölze nur wenig abgenommen (vgl. Tab. 3). Nahezu alle Bodensenken liegen heute in großen, rechteckig zugeschnittenen Ackerschlägen, wobei einige durch Niveauunterschiede und Bodenfärbungen noch schwach erkennbar sind.

Sandstein- und Fachwerkhöfe, unbefestigte Sandwege - charakteristische Landschaftselemente bis in die Grasweidephase

Bis in die 1930er Jahre waren Fachwerk und Ibbenbürener Sandstein, der in den nahegelegenen Uffelner Steinbrüchen gewonnen wurde, landschaftstypische Baumaterialien. Sie sind heute nur an den Gebäuden dreier Höfe im Norden des Heiligen Feldes sichtbar. Auf den übrigen Höfen sind die Fassaden verputzt oder verklinkert, oder es sind die historischen Gebäude durch moderne Stallanlagen und Wohnhäuser ersetzt worden.

Vor der Separation gab es nur wenige topographisch erfaßte Wege und Straßen. Zu einer sprunghaften Ausdehnung, die sich nach dem gleichen Muster wie bei den Hecken vollzog, kam es erst in der Heide-Kiefernwald-Phase. Bis zur Flurbereinigung herrschten Sandwege vor, die stellenweise mit Schutt und Steinen befestigt waren. Heute sind nur

noch wenige der alten Wege unasphaltiert: z.B. der alte Postdamm, der von Uffeln Richtung Norden auf die Ibbenbürener Straße stößt, Teile der heutigen „Kleine-Meer-Straße“ und eine alte Wegeverbindung nördlich des Großen Heiligen Meeres, die in der Heide des Naturschutzgebietes noch erkennbar ist.

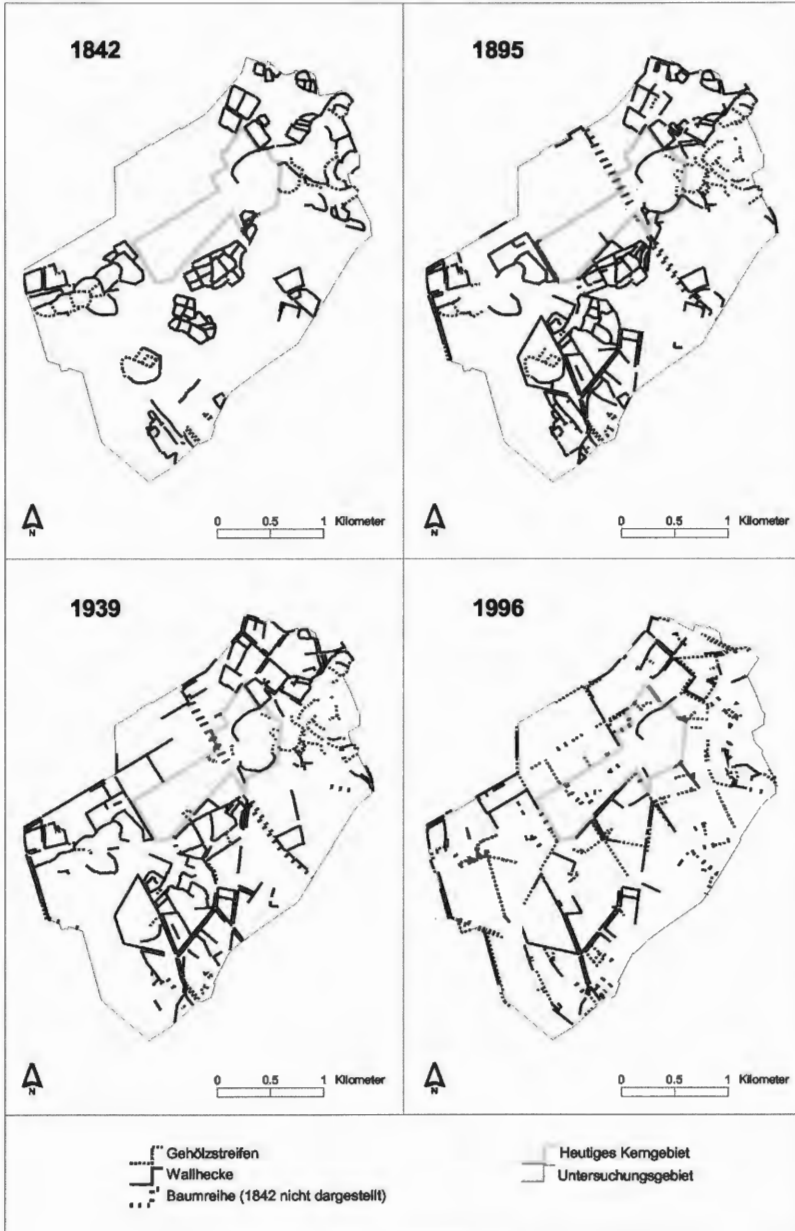


Abb. 8: Wandel der Kulturlandschaft Heiliges Feld: Heckenmuster der Zeitschnitte 1842, 1895, 1939 und 1996 (Quellen: TK25 Blatt 3611 Ausgaben 1842 - Uraufnahme, 1897, 1947, Heckenkartierung 1996).



Abb.9 : Heute durchgewachsene Wallhecke aus der Heidephase des Heiligen Feldes; im Norden des Gebietes.

Feldställe - charakteristische Landschaftselemente der Grasweidephase

Feldställe waren charakteristische Kulturlandschaftselemente der Grasweidephase (vgl. Tab. 3). Auf den Luftbildern von 1960 waren noch 30 Ställe im Untersuchungsgebiet erkennbar. Ihre Zahl hat sich bis heute nahezu halbiert (vgl. Tab. 3). Hinsichtlich der Bauweisen lassen sich Unterschiede zwischen den Naturräumen erkennen: Während in der Heilig-Meer-Niederung Holzställe überwogen, wurden im Sandgebiet fast ausschließlich Kalksandstein- und Schlackeziegeln verwendet.

2.2 Bewertung der Landschaftsbestandteile

2.2.1 Lokale Umweltqualitätsziele als Bewertungsmaßstäbe

Die historische Landschaftsanalyse hat deutlich gemacht, daß in der heutigen Agrarlandschaft viele Elemente, die früher die standörtlichen und sozio-ökonomischen Heterogenitäten nachzeichneten und damit der Landschaft ein unverwechselbares Bild verliehen, verschwunden sind und sich statt dessen in vielen Bereichen eine homogene, strukturarme Ackerlandschaft mit geringem Wiedererkennungswert entwickelt hat. Dabei ist vor allem die geomorphologische Eigenart nivelliert worden, die auf dem Nebeneinander von Bodensenken und Dünen beruht und die das Heilige Feld von anderen pleistozänen Sandlandschaften Nordwestdeutschlands unterscheidet, so daß es hier wie in vielen anderen Agrargebieten zur ästhetischen Entkoppelung von Natur- und Kulturlandschaft gekommen ist (vgl. JÄGER 1987, SCHWINEKÖPER 1997; Abb. 11). In der gesetzlichen Ziel-Trias zum Landschaftserleben „Vielfalt, Eigenart und Schönheit“ (§1 Bundes-Naturschutzgesetz) nimmt die landschaftliche Eigenart eine zentrale, übergeordnete Stellung ein (KRAUSE 1985, KÖHLER 1997). Soll das Leitbild umgesetzt werden, das vorsieht, die gegensätzlichen Landschaftsqualitäten von Kerngebiet und Agrarlandschaft in einer Übergangszone anzugleichen (Kap. 1), ist die landschaftliche Eigenart die zentrale Bewertungs- und Steuerungsgröße. Umweltqualitätsziel wäre dann, die kulturlandschaftliche Eigenart im

Heiligen Feld zu erhalten und dort, wo sie verschüttet ist, wieder sichtbar zu machen. Die Eigenart einer Kulturlandschaft hat einen starken historischen Bezug, der auf den Zeugnissen früherer Nutzungen in der Landschaft beruht (WÖBSE 1992, 1993). Doch an welche „historische Kulturlandschaft“ soll die Naturschutzplanung anknüpfen? Häufig orientieren sich Naturschutz-Leitbilder an der idealisierten historischen Kulturlandschaft Mitte des 19. Jahrhunderts. Die historische Landschaftsanalyse hat jedoch gezeigt, daß es in den letzten 150 Jahren nicht eine, sondern drei unterschiedliche historische Kulturlandschaften gab. Auch vom idealisierten Entwicklungsprozeß einer gewachsenen, harmonischen Kulturlandschaft, in der neue Nutzungsanforderungen sich in ein zeitliches Kontinuum einfügen, ohne die Spuren des Alten zu verwischen, kann in vielen Bereichen des Heiligen Feldes kaum die Rede sein. Schon vor der Flurbereinigung haben Gemeinheitsteilung, Heidekultivierung und die Produktionsumstellungen in der Landwirtschaft einen Kulturlandschaftswandel bewirkt, der sich vor allem in den letzten 80 Jahren tiefgreifend und schnell, jeweils binnen weniger Jahre oder Jahrzehnte, vollzog (vgl. Abb. 10). Vielleicht resultieren die im Vergleich zu anderen pleistozänen Sandlandschaften wie der Lüneburger Heide sprunghafteren Veränderungen aus der geringen Größe des betrachteten Gebietes oder aus besonderen wirtschaftlichen Impulsen, wie dem Bau der Tecklenburger Nordbahn und des Mittellandkanals Anfang des 20. Jahrhunderts (vgl. LEUSCHNER & IMMROTH 1994, AMFT-FÜGENER 1997).

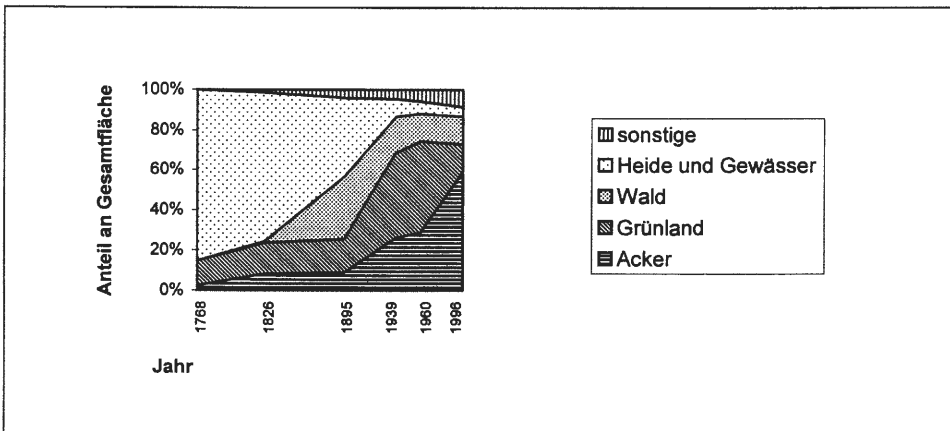


Abb. 10: Kulturlandschaftsphasen anhand der Flächenanteile der Haupt-Nutzungstypen im Heiligen Feld in sechs Zeitschnitten zwischen 1768 bis 1996 (Quellen wie in Tab. 1).

Auch räumlich gesehen verlief die Landschaftsentwicklung im Heiligen Feld nicht einheitlich. Das gilt nicht nur für die dichotome Entwicklung von Kerngebiet und Umfeld. Auch die umgebende Agrarlandschaft ist in Wirklichkeit ein Kulturlandschafts-Komplex, dessen Teile heute noch Anklänge an jeweils unterschiedliche historische Phasen erkennen lassen. Die nach visuellen Kriterien als Einheiten abgrenzbaren Landschaftsräume des Heiligen Feldes lassen sich dabei folgenden Typen zuordnen:

- Strukturreiche Ackerflächen mit Wallhecken (heute durchgewachsenen) als Relikte der Heide- und Grasweidephase (im Norden, vgl. Abb. 9)
- Mesophile Grasweiden, heute meist im Komplex mit Acker, als Relikte der Grasweidephase (z.B. nördlich u. westlich des Erdfallsees)
- Feuchte Weiden und Wiesen, heute im Komplex mit entwässertem Grünland, als Relikte der Heide- und Grasweidephase (z.B. Heilig-Meer-Niederung, vgl. Abb. 12)

- Heide mit Erdfallgewässern, heute im Komplex mit naturnahen Wäldern, als Relikt der Heidephase (im Kerngebiet)
- Kiefernbestände, heute meist im Komplex mit Acker, als Relikte der Heide-Kiefern-Phase (z.B. südwestlich des Kerngebietes)

Leitbilder aus distinkten historischen Landschaftszuständen und idealisierten Entwicklungsprozessen widersprechen der tatsächlichen raum-zeitlichen Landschaftsdynamik und sind als fachliche Begründungen für Umweltqualitätsziele ungeeignet. KONOLD



Abb. 11: Großräumige strukturarme Ackerflächen im zentralen Heiligen Feld; Blick gen Schafberg im Süden.



Abb. 12: Feuchte Weiden und Wiesen in der Heilig-See-Niederung; Blick von der Kleine Meer Straße zum Naturschutzgebiet.

(1998: 280) spricht in dem Zusammenhang von einer „Fossilisierung“ der Landschaft und meint damit die weitverbreiteten statischen Naturschutzleitbilder, die „...in einer einzigen Zeitschicht der Kulturlandschaftsentwicklung authentisch-museal verharren oder aber die „Residuen“ der bis heute aufgelaufenen Geschichte erhalten und pflegen wollen“. Damit wird die Landschaftsdynamik momentanen Werthaltungen unterworfen. Daß diese ebensowenig statisch sind, zeigt der Wertewandel bei Industriebrachen, die noch vor wenigen Jahrzehnten als Landschaftsschäden und heute als industrielle Kulturlandschaft mit wichtigen Lebensraumfunktionen angesehen werden (KOWARIK 1993). In Agrarlandschaften sind historische Leitbilder auch deshalb ungeeignet, weil sie sich nicht in die sozio-ökonomischen Bedingungen vor Ort integrieren lassen (VON HAAREN 1988, 1991). Zudem ist die Wirksamkeit konservierender Ziele selbst in Naturschutzgebieten fraglich. Die Landschaftsanalyse hat gezeigt, daß sich auch das Kerngebiet trotz Pflegemaßnahmen von der Heide-Kiefernwald-Landschaft Anfang des 20. Jahrhunderts entfernt hat.

Für die Umweltqualitätsziele ist zu folgern, daß sie in der genutzten Agrarlandschaft Entwicklungsprozesse und eine zeitgemäße Interpretationen der landschaftlichen Eigenart zulassen sollten. Das ist jedoch nicht opportunistisch zu verstehen, indem alle Veränderungen im Sinne des Naturschutzes sind, denn es gibt einen eindeutigen gesetzlichen Auftrag, Landschaften zu erhalten, die nach heutigen Wertmaßstäben eine besondere Vielfalt, Eigenart und Schönheit aufweisen sowie historische Kulturlandschaften zu schützen. Eine prozeßorientierte prospektive Naturschutzstrategie wird sich von festen Zielvorstellungen, die sich auf die Landschaft als Ganzes beziehen, lösen und für einzelne Landschaftselemente individuelle und flexible Lösungen suchen, durch die alte oder identitätsstiftende Elemente möglichst zweckmäßig, ggf. auch nicht-authentisch, in die jeweils aktuellen Landschaftsphasen eingefügt werden. Dabei werden neben restaurativen vorrangig lenkende und informierende Maßnahmen einzusetzen sein. Im Handlungskonzept müssen geeignete Umsetzungsmöglichkeiten gefunden werden. Zuvor sind die erkennbaren und verdeckten Elemente zu identifizieren, die von besonderer Bedeutung für die kulturlandschaftliche Eigenart und damit für das Landschaftserleben sind.

2.2.2 Gebietsbewertung

Im Gegensatz zu vielen naturwissenschaftlichen Fragestellungen sind das Landschaftserleben und die landschaftliche Eigenart einer „objektiven“ Messung und kardinalen Bewertung nicht zugänglich. Um dennoch zu einer planerisch verwertbaren Einstufung der vorhandenen und verdeckten Landschaftselemente zu gelangen, werden operationalisierbare Unterkriterien gebildet. Die kulturlandschaftliche Eigenart wird zum einen über Landschaftselemente bestimmt, deren **natürliche Entstehungsweise** erkennbar ist (z.B. die Erdfallseen), oder die in einem erkennbaren Zusammenhang zu den Elementen der früheren Nutzungsphasen (Kap. 2.1.) stehen, d.h. eine **kulturhistorische Kontinuität** aufweisen (z.B. Wallhecken).

Die **Erkennbarkeit** ist ein subjektives Kriterium, das wesentlich von der Erfahrung und dem Wissen des Betrachters abhängt. Bei der Einschätzung wird von einem Hintergrundwissen ausgegangen. Als „verdeckt“ gelten Träger kulturlandschaftlicher Eigenart, die zwar noch vorhanden sind, aber erst durch gezielte Maßnahmen wieder erkennbar werden. Das sind z.B. anhand von Höhenlinien erkennbare Reste ehemaliger Bodensenken unter Acker.

Für die kulturlandschaftliche Eigenart ist darüber hinaus die **Häufigkeit/Seltenheit** der Landschaftselemente im großräumigen Zusammenhang von Bedeutung (vgl. WÖBSE 1993). Als Bezugsraum zur Bestimmung der Seltenheit wird der übergeordnete Naturraum, die Plantlünner Sandebene, gewählt.

Ob ein Landschaftselement auf natürliche Dynamik zurückgeht, ist aus den Kartenvergleichen der historischen Landschaftsanalyse und den bodenkundlichen und geologischen Karten (THIERMANN 1975, LOTZE 1956) ersichtlich. Um die kulturhistorische Kontinuität zu ermitteln, wird die Landschaftskartierung von 1997 mit den Daten der historischen Landschaftsanalyse verknüpft. Bei Lagegleichheit im GIS-gestützten Kartenvergleich wird eine Kontinuität angenommen. Dies schließt jedoch Veränderungen der Elemente nicht aus: Alle Landschaftselemente haben sich in der Zwischenzeit verändert. So haben die heute meist durchgewachsenen alten Wallhecken nur noch wenig mit den ursprünglich niedrigwüchsigen, „auf den Stock gesetzten“ Hecken gemein.

Da die erkennbare, d.h. an der subjektiven Wahrnehmung orientierte kulturhistorische Kontinuität nicht gleichbedeutend mit der tatsächlichen Authentizität ist, wird für die pädagogisch-wissenschaftliche Funktion der anthropogenen Landschaftselemente als Zusatzkriterium das **Alter** hinzugezogen. Für eine weitgehend genaue Altersbestimmung wurde der Kartenvergleich durch Fotos, Auskünfte von Anwohnern und die Altersstruktur der Gehölzbestände ergänzt. Als kulturhistorisch besonders wertvoll werden die Elemente der Heidephase als erster Kulturlandschaft angesehen. Da sich die Altersbestimmung wesentlich auf Kartenvergleiche stützt, wird die Altergrenze für Elemente der Heidephase pragmatisch auf den Ausgabezeitpunkt der letzten Karte in der Heidephase, d.h. auf ≥ 150 Jahre festgelegt.

Landschaftselemente, die dem Heiligen Feld eine unverwechselbare Eigenart verleihen und damit das Landschaftserleben bestimmen, sind besonders schutzwürdig. Durch den Nutzungswandel „verdeckte“ aber noch vorhandene Landschaftsbestandteile, die früher landschaftsprägend waren, sind nach den Umweltqualitätszielen besonders entwicklungswürdig.

Tab. 4 stuft die Landschaftselemente des Heiligen Feldes nach den oben genannten Kriterien ein und Abb. 13 stellt die Verteilung der schutz- und entwicklungswürdigen Bereiche dar. Die Abbildung zeigt darüber hinaus die einzelnen, nach visuellen Kriterien abgegrenzten und typisierten Landschaftsräume.

Tab. 4: Bewertung der Landschaftselemente im Heiligen Feld nach ihrer Bedeutung für die kulturlandschaftliche Eigenart und die Kulturgeschichte.

Gesamtwert	Merkmal	Landschaftselement
schutzwürdig	- kulturhistorische Kontinuität oder natürliche Entstehung erkennbar; und - im Naturraum selten oder wenn verbreitet, dann hohes Alter (>150 Jahre) ¹	Erdfallgewässer (naturnah); Flache Bodensenke unter Feuchtwiese; Dünenkomplex im Offenland; Acker (Plaggenesch); Acker (ohne Eschmerkmale, alter Standort); Grünland (alter Standort); Heide, Wallhecke; flach gegründete Gehölzstreifen, Baumreihen (alter Bestand); Obstbäume, Kopfweiden im Hofbereich; Feldstall, Weg/Straße (Sand, Schutt, Steine); Hofgebäude (Fachwerk-, Sandsteinfassade; Mehrfachnutzungen)
schutz- und entwicklungswürdig	- kulturhistorische Kontinuität oder natürliche Entstehung verdeckt und - im Naturraum selten oder wenn verbreitet, dann hohes Alter (>150 Jahre) ¹	Erdfallgewässer (künstlich überformt); flache Bodensenke unter Acker; Dünenkomplex unter Kiefernwald
derzeit nicht schutzwürdig	- ohne kulturhistorische Kontinuität oder natürliche Entstehung oder - wenn kulturhistorische Kontinuität oder natürliche Entstehung erkennbar, dann verbreitet und geringes Alter (<150 Jahre) ¹	Acker (ohne Eschmerkmale, junger Standort); Teich, Teichgelände; Sportplatz; Laubwald; Kiefernwald/-forst; Dränagegraben, ausgebauter Fließgewässer; Hofgebäude (Fassaden: Putz, Klinker; Aufteilung; separate Wohn-/Stall-/Lagergebäude); Reine Wohn-, Gewerbebebauung, Bahnhof; Weg/Straße (Asphalt); flach gegründete Gehölzstreifen, Baumreihen (junger Bestand)

¹ Das Kriterium „Alter“ zur Bewertung der kulturhistorischen Bedeutung wird nur bei anthropogenen Landschaftselementen verwendet.

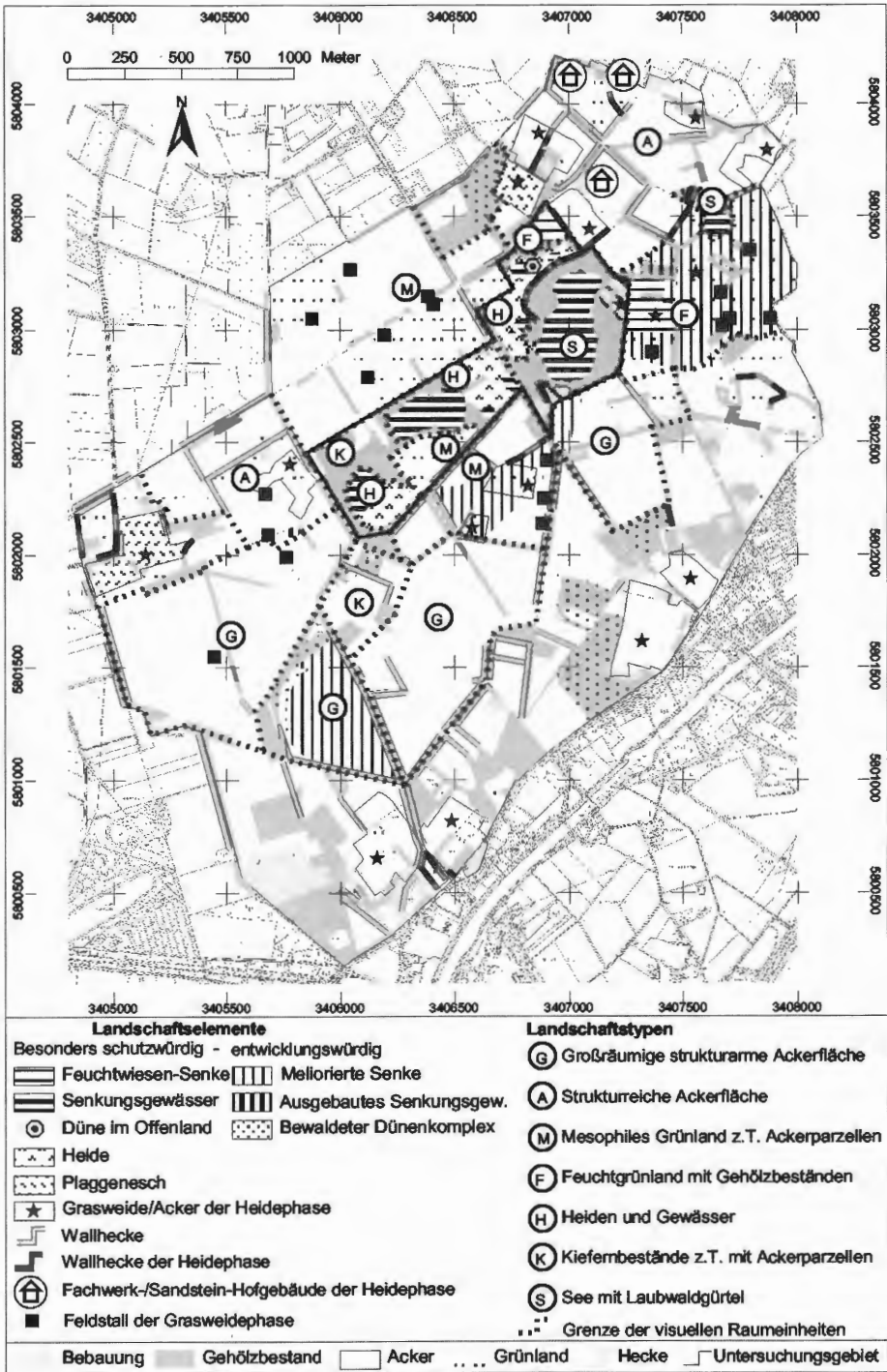


Abb. 13: Landschaftsräume sowie besonders schutz- und entwicklungswürdige Landschaftselemente im Heiligen Feld. Darstellung der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

3. Arten und Lebensgemeinschaften

Bisher standen in der Gebietsanalyse die landschaftsästhetischen und -geschichtlichen Aspekte im Vordergrund. Der nachfolgende Abschnitt ermittelt in der gleichen Abfolge (Wandel und Bestand, Kap. 3.1. - Umweltqualitätsziele, Kap. 3.2.1. - Gebietsbewertung, Kap. 3.2.2.) die aus Sicht des Arten- und Biotopschutzes besonders schutz- und entwicklungswürdigen Bereiche. Die Bewertung stützt sich auf Daten zu Pflanzenarten, Pflanzengesellschaften und Biotopen. Damit können wesentliche Lebensraumfunktionen flächenbezogen ermittelt werden. In weiteren Untersuchungen ist die tierökologische Relevanz der Aussagen zu überprüfen, die nicht Gegenstand des Forschungsvorhabens war.

Auf der Grundlage der zahlreichen floristischen und vegetationskundlichen Arbeiten seit der Unterschutzstellung des Kerngebietes (v.a. GRAEBNER 1930, BUDDE 1942, RUNGE 1957, 1967, 1991) werden zunächst ökologisch relevante Veränderungsprozesse herausgearbeitet und die Vegetationsentwicklung im GIS mit Hilfe von Luftbildern der alliierten Streitkräfte (1941-1944) sowie Color-Infrarot-Luftbildern (Mai 1995) ansatzweise quantifiziert. Die wertneutrale Darstellung der Prozesse ist Grundlage der späteren Ursachenforschung negativer Entwicklungen (Kap. 4) und ermöglicht die Abschätzung des Entwicklungspotentials für die Zielentscheidungen.

Der heutige Bestand wird in der flächendeckenden digitalen Vegetationskarte des Kerngebietes und der angrenzenden Flächen am Ende des Abschnitts abgebildet (Abb. 18). Die Karte basiert auf einer Auswertung der CIR-Luftbilder und auf Vegetationsaufnahmen, die von April bis November 1997 angefertigt wurden (vgl. BANGERT & KOWARIK 2000) und die durch die bereits für Teilgebiete vorhandenen Vegetationskarten und -tabellen ergänzt werden konnten (HALLEKAMP 1992, HASSE 1994, HOFMANN 1995, BARTH 1995, STORM 1996, MACHARACEK 1996).

3.1 Vegetationsentwicklung von der Unterschutzstellung bis heute

Ausdehnung der Gebüsch- und Waldbestände

Nach 1930 hat sich durch Verbuschung und Bewaldung der vormals offenen Heiden der Laub-, Mischwald- und Gebüschanteil im gesamten Schutzgebiet verdreifacht (vgl. Tab. 5). Am Großen Heiligen Meer und am Erdfallsee weiteten sich vornehmlich Laubgehölzbestände (Erle, Birke, Gagel), am Heideweier Kiefern-Birken-Mischbestände aus. Rodungsmaßnahmen führten in den 1960er und 1970er Jahren wieder zur Abnahme des Gehölzanteils im Gebiet (vgl. BEYER 1968). Betroffen waren vornehmlich Kiefernbestände beiderseits der Ibbenbürener Straße, die GRAEBNER (1930: 138) in den 1930er Jahren im Gegensatz zu den „lockeren Kiefernflügen“ in den Heiden als „eigentliche Kiefernwälder“ bezeichnete.

Heute sind die Gewässer im Gegensatz zu den 1930er Jahren nahezu vollständig von Gehölzbeständen umschlossen. Im Osten des Kerngebietes herrschen auf Moorboden Erlen-Bruchwälder vor (*Carici elongatae-Alnetum glutinosae*), während auf den Sandböden westlich des Großen Heiligen Meeres Birken-Eichenwälder (*Betulo-Quercetum*, v.a. Subass. *molinetosum*), Moorbirkenwälder (*Molinia-Betula pubescens*-Gesellschaft, vgl. WITTIG 1980) und Kiefernbestände dominieren (vgl. Abb. 18). RUNGE (1991) stellt die Moorbirken-Wälder zum *Betuletum pubescentis* mit der Konsequenz, daß dieser Typ „... der am weitesten verbreitete, natürliche Laubwald des Schutzgebietes ist ...“.

Rückgang der Feuchtheiden

Der Vegetationskomplex Heide umfaßt drei in ihrer Struktur deutlich unterschiedliche Einheiten: 1. Zwergstrauchheiden, mit einer Vorherrschaft der Ericaceen *Calluna vulga-*

Tab. 5: Veränderung der Flächengrößen der Lebensraumtypen im NSG Heiliges Meer (Kerngebiet) 1941/1995 in ha und % (Flächenanteil 1941 = 100 %; Aufnahme-Schwelle: >250 m²; Quellen: Luftbilder der alliierten Streitkräfte 1941-1944, CIR-Luftbilder von 1995).

Lebensraumtyp	Teilgebiete						Gesamtes NSG	
	Heiliges Meer		Erdfallsee		Heideweiher			
	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Laub-/Mischwald/Gebüsch	+8,7	+125 %	+4,2	+261 %	+5,3	+184 %	+18,2	+159 %
Nadelwald	-3,7	-84 %	-2,5	-84 %			-6,1	-84 %
Gehölzbestand	+5,0	+45 %	+1,7	+38 %	+5,3	+184 %	+12,0	+64 %
Offene Sandfläche			-0,05	-100 %	-0,1	-100 %	-0,1	-100 %
Feuchte Heide	-1,3	-59 %	+1,0	+50 %	-0,7	-29 %	-1,0	-15 %
Trockene Heide	+2,4	+87 %	-0,8	+34 %	-0,2	-12 %	+1,4	+22 %
Gehölzreiche trockene Heide	-1,1	-100 %	-1,3	-100 %	-1,3	-66 %	-3,7	-85 %
Heide	-0,1	-1 %	-1,1	-19 %	-2,2	-38 %	-3,4	-19 %
Wasserfläche	-0,9	-12 %	-0,3	-6 %	-0,5	-33 %	-1,6	-12 %
Krautige Verlandungsvegetation	+0,2	+5 %	-0,4	-39 %	+0,3	+74 %	+0,1	+2 %
Gewässer i.w.S.	-0,7	-6 %	-0,6	-11 %	-0,2	-8 %	-1,5	-8 %
Weide ¹			+2,5	+82 %	-3,3	-100 %	-0,8	-13 %
Wiese ¹	-3,7	-52 %	+0,5	+100 %	+0,7	+100 %	-2,5	-35 %
Grünland ¹	-3,7	-52 %	+3,0	+99 %	-2,6	-79 %	-3,3	-25 %
Acker	-0,1	-100 %	-2,8	-100 %	-0,6	-100 %	-3,4	-100 %
Bebaute Fläche, Garten	-0,5	-52 %	-0,4	-100 %	0,0	-100 %	-0,8	-66 %

¹ inkl. der heute brach gefallenen Bestände

ris und *Erica tetralix*, 2. Bestände, in denen die Bulte von *Molinia caerulea* dominieren, und 3. niedrigwüchsige Trockenrasen mit *Festuca tenuifolia* und einem hohen Anteil an Moosen.

Die erwähnten Rodungsmaßnahmen dienten der Regeneration von *Calluna*-Heiden auf Kosten von Kiefernbeständen und gehölzreicher Sandheiden (vgl. Tab. 5). Damit verlief die Verbuschung und Bewaldung fast ausschließlich zu Ungunsten der feuchten Heiden (vgl. Abb. 6 u. Abb. 7, Tab. 5). Hierzu zählen Pflanzengesellschaften, die durch Glockenheide, Pfeifengras und andere feuchtezeigende Arten gekennzeichnet sind (*Ericetum tetralicis*, *Genisto-Callunetum molinietosum*, *Molinietalia*-Bestände). GRAEBNER (1930) beschrieb am Erdfallsee-Westufer und am Großen Heiligen Meer zwischen Nord- und Nordwestufer und der Wallhecke „Wiesenmoore“ u. a. mit *Lychnis flos-cuculi*, *Carex rostrata*, *Pedicularis palustris* und *Dactylorhizza maculata* sowie, ebenfalls am Großen Heiligen Meer und entlang des gesamten Erdfallsee-Nordufers, artenreiche „*Sphagnum*-Moore“ mit *Myrica gale* und *Molinia caerulea* in geringen Deckungen und ohne Baumbewuchs (vgl. auch KOPPE 1931, BUDDE 1942). Diese Bereiche sind heute geschlossen bewaldet, auf dem „*Sphagnum*-Moor“ am Großen Heiligen Meer stockt heute ein Moorbirkenbruch (*Betuletum pubescentis*) (vgl. Abb. 18).

Vergrasung und Artenverarmung der Heiden

Dauerquadratuntersuchungen im Heideweiher-Gebiet belegen eine Vergrasung von Heiden trockener Standorte (*Genisto-Callunetum typicum*) durch *Avenella flexuosa*, *Festuca ovina* und *Agrostis tenuis* (RUNGE 1991). Im selben Gebiet konnte der Autor im *Ericetum*

seit den 1980er Jahren eine rapide Abnahme von *Erica tetralix* bei gleichzeitiger starker Zunahme von *Molinia caerulea* belegen (RUNGE 1997). Auch östlich des Erdfallsees, in der knapp 3 ha großen Heidefläche, die heute von *Molinia* mit Deckungswerten von über 75 % geprägt wird, dominierten früher Ericaceen, vor allem *Calluna vulgaris* (Rehage 1998 mdl.). Großflächige *Molinia*-Bestände (v.a. *Genisto-Callunetum molinietosum*), häufig in artenarmen Fazies, prägen heute das Bild der Heiden sowohl am Erdfallsee als auch am Heideweier.

Die *Calluna*-Heide nordwestlich des Großen Heiligen Meeres zeigte bei der Kartierung 1997 Degenerationsmerkmale durch abgestorbene Zwergsträucher, jedoch ohne eine Ausbreitung von Gräsern. Zum Verständnis der Heidesukzession und -verbreitung im Gebiet sind weitere Untersuchungen erforderlich.

Obwohl auch heute noch große Heideflächen vorhanden sind, läßt ein Vergleich der Vegetationsbeschreibungen der 1930er bis 1960er Jahre (GRAEBNER 1930, BUDE 1942, RUNGE 1957, 1967) mit Aufnahmen aus den letzten zwei Jahrzehnten erkennen, daß eine große Zahl der begleitenden Arten zurückgegangen oder ausgestorben ist (vgl. Tab. 6).

Auch bei den Flechten scheint ein Rückgang stattgefunden zu haben: RUNGE (1991) stellt anhand des Vergleichs von Vegetationsaufnahmen von 1949 und 1983 „eine außerordentlich starke Abnahme der Flechten in der Trockenen Heide (*Genisto-Callunetum typicum*, Anm. d. Verf.)“ fest. Auch WOELM (1985) weist einen qualitativen und quantitativen Rückgang von Flechten in den Heiden nach (*Cladonia spec.*, *Cetraria islandica*, *Cornicularia aculeata* et *muricata*). Hiernach hat zwischen 1967 und 1981 die Artenzahl bodenbewohnender Flechten um 11 % abgenommen. Bei einzelnen Arten konnte jedoch in späteren Untersuchungen ein Wiederanstieg festgestellt werden (TERLUTTER 1995).

Tab. 6: Liste der zurückgegangenen¹ Heidearten im NSG Heiliges Meer (nach Angaben von RUNGE (1957, 1967, 1985, 1991) und einer Überprüfung ehemaliger Fundorte) +: Art verschollen.

Lebensraumtyp	Art
Trockene Heiden	<u><i>Nardetalia/Ulicetalia</i></u> <i>Antennaria dioica</i> (+), <i>Arnica montana</i> (+), <i>Pedicularis sylvatica</i> (+), <i>Platanthera bifolia</i> (+?), <i>Polygala serpyllifolia</i> (+), <i>Polygala vulgaris</i> (+?), <i>Cuscuta epithymum</i> , <i>Genista anglica</i> (+), <i>Genista pilosa</i> (+), <i>Diphysium tristachyum</i> (+)
Feuchte Heiden	<u><i>Erico-Sphagnetalia/Molinietalia</i></u> <i>Narthecium ossifragum</i> , <i>Dactylorhiza maculata</i> (+), <i>Epipactis palustris</i> (+?), <i>Gentiana pneumonanthe</i> , <i>Pedicularis palustris</i> (+)

¹ Deckung/Abundanz im Gebiet zurückgegangen oder Art verschollen

Ausdehnung der Röhrichte

Aus dem Luftbildvergleich ergibt sich eine deutliche Zunahme der Röhrichtvegetation (*Scirpo-Phragmitetum*) zwischen 1939 und 1960, die nach BUDE (1942) bereits seit Ende des letzten Jahrhunderts stattfindet. Im Röhricht der nördlichen Seehälfte ist der ehemalige schlauchartige Bereich offener Wasserfläche, der zum Abfluß der Meerbecke führte, zugewachsen (vgl. Abb. 7). Möglicherweise spielt hier die Abkopplung der Meerbecke im Zuge der Flurbereinigung eine Rolle.

Am Erdfallsee nahm die Helophytenvegetation nach dem Einsturz im Jahr 1913 zu. Während GRAEBNER (1930: 143) noch schrieb „Ueberhaupt fehlen ins Wasser vordringende Arten fast vollständig“, kartierte BUDE (1942) wenige Jahre später bereits Röhrichtbestände. Das Schilf hat Ende der 1960er Jahre am Nordufer weiter zugenommen,

wobei die Ausbreitung Anfang der 1990er Jahre zum Stillstand gekommen zu sein scheint (RUNGE 1991).

Rückgang von Rohboden-Lebensräumen

Innerhalb der Heiden sind offene Sandstellen zurückgegangen, die z.B. von RUNGE (1957) im Norden des Großen Heiligen Meeres beschrieben wurden und südlich des Heideweiheres solche Ausmaße annahmen, daß sie sogar auf der Luftbildkarte im Maßstab 1:25000 zu erkennen waren. Heute beschränkt sich das Vorkommen offenen Sandes auf die Wege des Schutzgebietes, Kaninchenburgen und auf kleine Restflächen abgeschobener Ackerflächen (Attermeyerwiese und Fläche nördlich des Heideweiheres).

Der Rückgang sandiger Uferabschnitte, der von einer Abnahme der hieran besonders angepaßten *Littorelletea*-Vegetation begleitet wird, betrifft alle großen Gewässer. In alten Arbeiten wird am West- und Nordwestufer des **Großen Heiligen Meeres** eine sandige Uferbank mit *Littorelletea*-Arten beschrieben, auf der *Baldellia ranunculoides*, *Hypericum elodes*, *Littorella uniflora* und *Apium inundatum* vorkamen (SCHWAR 1900, BUDE 1942, RUNGE 1957). Noch Anfang des Jahrhunderts war das gesamte West- und Nordwestufer sandig und „(...) frei von Schilf und anderen Pflanzen“ (Zitat in BUDE 1942: 283). SCHWAR (1900) erwähnt ein Massenvorkommen von *Littorella uniflora*. „Trotz eingehenden Nachsuchens (...)“ konnten die Arten 1954 und 1955 am Westufer nicht mehr gefunden werden (RUNGE 1957: 93). Offenbar sind hier passende Lebensräume schon in den 1940er und 1950er Jahren verloren gegangen, ohne daß hydrochemische oder floristische Einzelheiten über den Verlauf der Sukzession bekannt sind. An den früheren Fundorten siedelte sich Schilf an (BUDE 1942, RUNGE 1957). Eine Vegetationsaufnahme von 1949 aus dem Röhricht am Nordwestufer weist es als (meso-)eutraphent aus (vgl. RUNGE 1991). Gleichfalls haben sich bis heute die Gehölzbestände im Uferbereich deutlich ausgeweitet. Reste sandoligotropher Lebensräume haben sich auf einer dem Nordwestufer



Abb. 14: Sandoligotraphente Vegetation mit *Lobelia dortmanna* am Südostufer des Heideweiheres. Im Hintergrund sind die noch weitgehend unbewaldeten Uferabschnitte zu erkennen. Aufnahme vom 24.07.1928, Fotoarchiv des Westfälischen Museums für Naturkunde.

des Großen Heiligen Meeres vorgelagerten Sandbank gehalten. Dort finden sich ein *Littorello-Eleocharitetum acicularis* im Kontakt mit der *Myriophyllum alterniflorum*-Gesellschaft (vgl. STORM 1996, POTT et al. 1996).

Der **Heideweiher** wies in den 1930er Jahren einen *Sphagnum*-Gürtel auf, der sich nach außen, im Schwankungsbereich des Seespiegels, an einen Protopedon-Gürtel mit *Lobelia dortmanna*, *Littorella uniflora* und anderen *Littorelletea*-Arten anschloß (GRAEBNER 1930, KOPPE 1931, BUDDÉ 1942, vgl. Abb. 14). Für die sandige Gewässermittte deutet sich nach den Befunden der historischen Gebietsliteratur bereits eine Sukzession an. GRAEBNER (1930) charakterisiert sie als fast frei von untergetauchten Wasserpflanzen, während BUDDÉ (1942) hier nur noch wenige pflanzenleere Sand- und Schlammflächen angibt. GRAEBNER und BUDDÉ unterteilen den See in einen westlichen Bereich, mit z.T. eutra-phenen Helophyten und einer Dominanz von *Eleocharis multicaulis* und in einen östlichen Bereich mit einem sandigen vegetationsarmen Brandungsufer und dem Schwerpunkt der *Littorella-Lobelia*-Vegetation.

Das Vegetationsbild hat sich ab etwa 1950 stark gewandelt. Die Dauerflächenuntersuchungen von RUNGE (1996) belegen anwachsende Schlammauflagen und den Rückgang freier Sandphasen. *Lobelia dortmanna* konnte in den Jahren 1949, 1962, 1974 nach vorausgegangenen trockenen Sommern beobachtet werden (RUNGE 1957, 1967, 1988) - danach nicht mehr. RUNGE (1974, 1988) konnte zuletzt 1973 beobachten, wie die Torf-*Sphagnum*decke, die bei lange anhaltenden hohen Wasserständen anwächst, nach mehreren trockenen Sommern aufriß, z.T. verweht wurde und später in den Zwischenräumen der Torfpolyeder *Lobelia dortmanna* aufkam. Dies deutet auf einen zyklischen Prozeß hin. Etwa ab den 1970er Jahren scheint ein Wendepunkt erreicht zu sein, ab dem die zyklische Regeneration sandoligotropher Bereiche nicht mehr stattfindet (vgl. DRENGEMANN 1999). Als Relikt der früher artenreicheren *Littorelletea*-Vegetation säumt heute das zum meso- bis dystrophen Milieu tendierende *Eleocharitetum multicaulis* den Heideweiher (vgl. Abb. 18). *Littorella uniflora* wurde zuletzt 1990 nachgewiesen (RUNGE 1991). Bei Vegetationskartierungen der folgenden Jahre gelang kein Nachweis mehr (vgl. KOHN 1992, HASSE 1994).

An seinen Südwest-, Süd-, Südost- und Ostufem wies der **Erdfallsee** ebenfalls feuchte Sandbereiche mit schütterer Vegetation auf. Am Südufer des flachen Seeteils wurde in den 1930er Jahren eine artenreiche Pioniervegetation (*Littorelletea*, *Rhynchosporium*) beschrieben (GRAEBNER 1930, KOPPE 1931, BUDDÉ 1942, RUNGE 1957). Sie ist vermutlich schon vor den 1960er Jahren verschwunden, da sie in keiner Vegetationsaufnahme oder -beschreibung späterer Zeit mehr auftaucht. Heute stocken dort Gagel- und Weidengebüsche (vgl. Abb. 18), denen als *Littorelletea*-Relikt ein *Hypericum elodes*-Saum vorgelagert ist (MACHARACEK 1996). Die Abb. 15 und Abb. 16 dokumentieren den Vegetationswandel binnen 70 Jahren am Ost- und Nordufer des Erdfallsees.

Während am Großen Heiligen Meer und am Heideweiher sandoligotrophente Arten völlig verschwunden sind, kommen am Erdfallsee *Littorella uniflora* und *Lobelia dortmanna* noch heute vor. Die Wasserlobelie hat sich erst Ende der 1940er Jahre am Süd- und Ostufer des Erdfallsees angesiedelt und sich dann stark ausgebreitet. Zwischen 1967 und 1983 lag ihre stark schwankende Zahl im Median bei 400 Exemplaren (Min. 55, Max. 4000, RUNGE 1957, 1985). Seit Mitte der 1980er Jahre hat die Lobelie jedoch sehr stark abgenommen, so daß in den Jahren bis 1997 jeweils nur weniger als 10 und phasenweise gar keine Exemplare nachgewiesen werden konnten (MACHARACEK 1996, HÖLTER 1998). Das Vorkommen scheint kurz vor dem Erlöschen zu stehen. An den früheren *Littorellion*-Fundorten dominieren heute *Phragmites australis* und *Myrica gale*. Der Boden ist durch kaum zersetzte Streu, hauptsächlich vom Gagel, bedeckt. Jedoch gibt es als schmalen

Saum im Brandungsbereich und flächig zwischen den Schilfhalmern durchaus noch reinen Protopedon als potentiellen Lebensraum sand-oligotropher Arten.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß im Untersuchungsgebiet neben den anspruchsvollen Heidearten auch die Arten der sandigen Litoralbereiche stark zurückgegangen sind (vgl. Tab. 6, Tab. 7).



Abb. 15: Nord- und Ostufer des Erdfallsees 1927; Fotoarchiv des Westfälischen Museums für Naturkunde.



Abb. 16: Nord- und Ostufer des Erdfallsees 1999.

Eutrophierung der tiefen Seen

Trophie im Sinne ELSTERS (1958) kennzeichnet die organische Produktionsintensität. Eine Eutrophierung ist danach durch eine vermehrte Stoffproduktion und -akkumulation charakterisiert und wird hier als Sukzessionserscheinung aufgefaßt, wobei die Frage nach den Ursachen vorerst offen gelassen wird. Aus dem Vegetationswandel (Arteninventar, Dominanzen, Abundanzen) lassen sich mit Hilfe der ökologischen Zeigerfunktionen von Pflanzenarten Eutrophierungshinweise ableiten.

Die qualitativ dokumentierte Sukzession an den Sandlitoralen am Erdfallsee und Großen Heiligen Meer (s.o.), in deren Verlauf oligotraphente durch meso- und eutraphente Arten (*Myrica gale*, *Salix cinerea*, *Phragmites australis* u.a.) abgelöst worden sind, deutet auf eine Eutrophierung der Gewässerufer hin. Dies deckt sich am Großen Heiligen Meer mit den hydrochemischen Befunden von POTT et al. (1998: 93), die in den Gewässerlitoralen seit Anfang des Jahrhunderts Anstiege der Gesamtionengehalte „(...) lokal um mehrere 100 µS/cm (...)“ anführen.

Am Erdfallsee können Veränderungen in der krautigen Wasser- und Sumpflvegetation mit Hilfe floristischer Untersuchungen aus den 1930er-1940er Jahren (GRAEBNER 1930, BUDE 1942, RUNGE 1957) und 1980er-1990er Jahren (RUNGE 1985, 1991, MACHARACEK 1996) und den N-Zeigerwerten nach ELLENBERG et al. (1992) interpretiert werden. Abb. 17 macht deutlich, daß oligotraphente Arten (N-Zeigerwert 1-3) deutlich zurückgegangen sind. Dem steht jedoch keine Zunahme eutraphenter Arten gegenüber. Im Gegenteil: eutraphente Arten (N-Zahl > 5) wie *Bidens tripartitus*, *Caltha palustris*, *Equisetum fluviatile* oder *Schoenoplectus lacustris*, die erst in den 1930er und 1950er Jahren als Eutrophierungsanzeichen am Erdfallsee wie auch am Heideweiher kleinräumig zugenommen hatten (vgl. GRAEBNER 1930, BUDE 1942, RUNGE 1991), sind wieder zurückgegangen.

Tab. 7: Liste der zurückgegangenen¹ Arten sandoligotropher Lebensräume im NSG Heiliges Meer (nach Angaben von RUNGE (1957, 1967, 1985, 1991) und einer Überprüfung ehemaliger Fundorte) +: Art verschollen.

Strandlingsgesellschaften (<i>Littorelletea</i>)	Schnabelried-/Zwergbinsengesellschaften (<i>Rhynchosporium albae</i> , <i>Isoeto-Nanojuncetea</i>)
<i>Lobelia dortmanna</i> , <i>Littorella uniflora</i> , <i>Apium inundatum</i> (+), <i>Deschampsia setacea</i> (+), <i>Pilularia globulifera</i> (+)	<i>Pinguicula vulgaris</i> (+), <i>Carex oederi</i> , <i>Hammarbya paludosa</i> (+), <i>Juncus tenageia</i> (+?), <i>Lycopodiella inundata</i> (+?), <i>Triglochin palustre</i> (+), <i>Cicendia filiformis</i> (+)

¹ Deckung/Abundanz im Gebiet zurückgegangen oder Art verschollen

Dystrophierung des Heideweihers

Während die Heidekolke des Schutzgebietes bereits in den ersten gewässerökologischen Untersuchungen als dystroph eingestuft wurden (BUDE 1942), hat sich die völlige Umwandlung des Heideweihers vom Lobelien-Heideweiher mit sandoligotrophen Bereichen zum dystrophen *Sphagnum-Juncus bulbosus*-Gewässer seit den 1930er Jahren vollzogen. Abb. 17 zeigt die Abnahme oligotraphenter Arten und eine starke Zunahme dystrophenter Sphagna.

Dieser als Dystrophierung bezeichnete Sukzessionsverlauf, der zu einer Abnahme der Artenzahl innerhalb der krautigen Wasser- und Litoralvegetation geführt hat (HASSE 1994), ist charakteristisch für eine große Zahl flacher Sandgewässer in Nordwestdeutschland und den Niederlanden (vgl. u. a. ARTS & LEUVEN 1988, VAHLE 1990, WITTIG 1996).

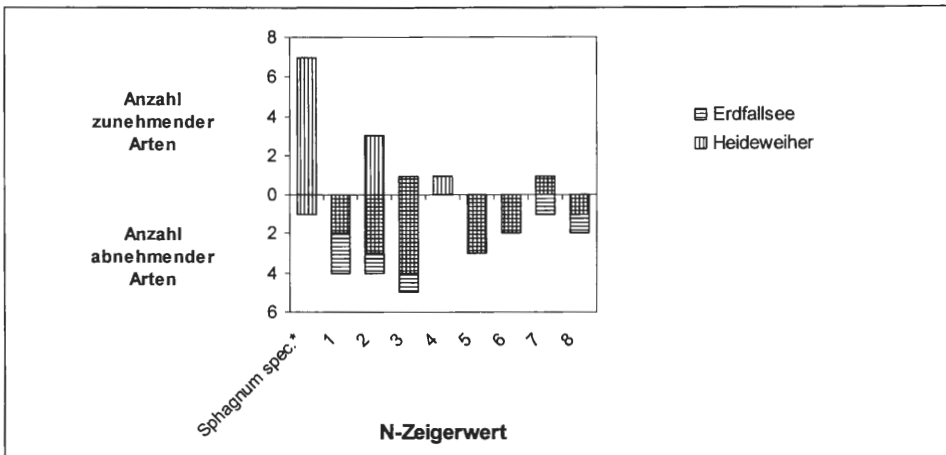


Abb. 17: Veränderung des Artenspektrums innerhalb der krautigen Wasser- und Sumpfvvegetation von Erdfallsee und Heideweier nach N-Zeigerwert-Klassen (als Zu- oder Abnahme werden die Veränderungen der Deckung oder das Aussterben/ Neuaufreten von Arten innerhalb der letzten 60 Jahre definiert; nach HASSE 1994 und MACHARACEK 1996; *: *Sphagna* wurden nur am Heideweier einbezogen).

Umwandlung von Acker in Grünland, Grünlandaushagerung und -verbrachung

Aus einer 3 ha großen Ackerfläche südlich des Erdfallsees hat sich, nachdem sie 1965 in das Schutzgebiet einbezogen und der Oberboden abgeschoben worden war, eine nährstoffarme Grasweide entwickelt, auf der sich eine *Festuca rubra*-Variante des *Lolio-Cynosuretum* (vgl. POTT & HÜPPE 1991) mit *Festuca rubra*, *Luzula campestris* und *Anthoxantum odoratum* ausgebildet hat. RUNGE (1991) faßt diesen Bereich als Rotstraußgrasflur (*Agrostietum tenuis*) auf, HALLENKAMP (1992) als *Agrostis tenuis-Festuca rubra*-Gesellschaft (feuchte und trockene Ausbildung). Auf einer weiteren Fläche, die erst 1985 aufgekauft wurde und deren Boden ebenfalls abgeschoben wurde, stockt heute ein Pionierwald aus Birken und Kiefern (vgl. Abb. 18). Da die Parzelle 1939 noch als Grasweide genutzt wurde, ist der Flächensaldo in Tab. 5 für Grünland im Erdfallsee- und Heideweiergebiet weitgehend ausgeglichen.

Anders sieht es bei den Feuchtgrünländern östlich des Großen Heiligen Meeres aus, die erst im Zuge der Flurbereinigung ins NSG eingegliedert wurden und 1963 als *Lolio-Cynosuretum lotetosum uliginosi* typisiert wurden (RUNGE 1991): Sie wurden durch aufkommende Gehölze stark zurückgedrängt (Tab. 5). Auf den verbliebenen Resten haben sich Schilf- Reitgras- und Hochstaudenbestände angesiedelt. Das im Nordosten an das Kerngebiet grenzende, noch heute gemähte Feuchtgrünland kartierte BARTH (1995) als *Bromo-Senecionetum*, in das kleinflächige Bestände des *Epilobio-Juncetum effusi* und des *Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati* eingestreut sind (beide auf der Vegetationskarte nicht dargestellt). Die übrigen genutzten Grünländer um das Kerngebiet werden heute beweidet. Mit Ausnahme der frisch eingesäten Weidelgras-Weiden, die stellenweise *Phleum pratense* enthalten, handelt es sich dabei um Weidelgras-Weißkleeweiden (*Lolio-Cynosuretum*), in Senken oftmals in Ausbildungen mit Knickfuchsschwanz (*Alopecurus geniculatus*; auf der Vegetationskarte nicht dargestellt; vgl. HENRION 1986, BARTH 1995).

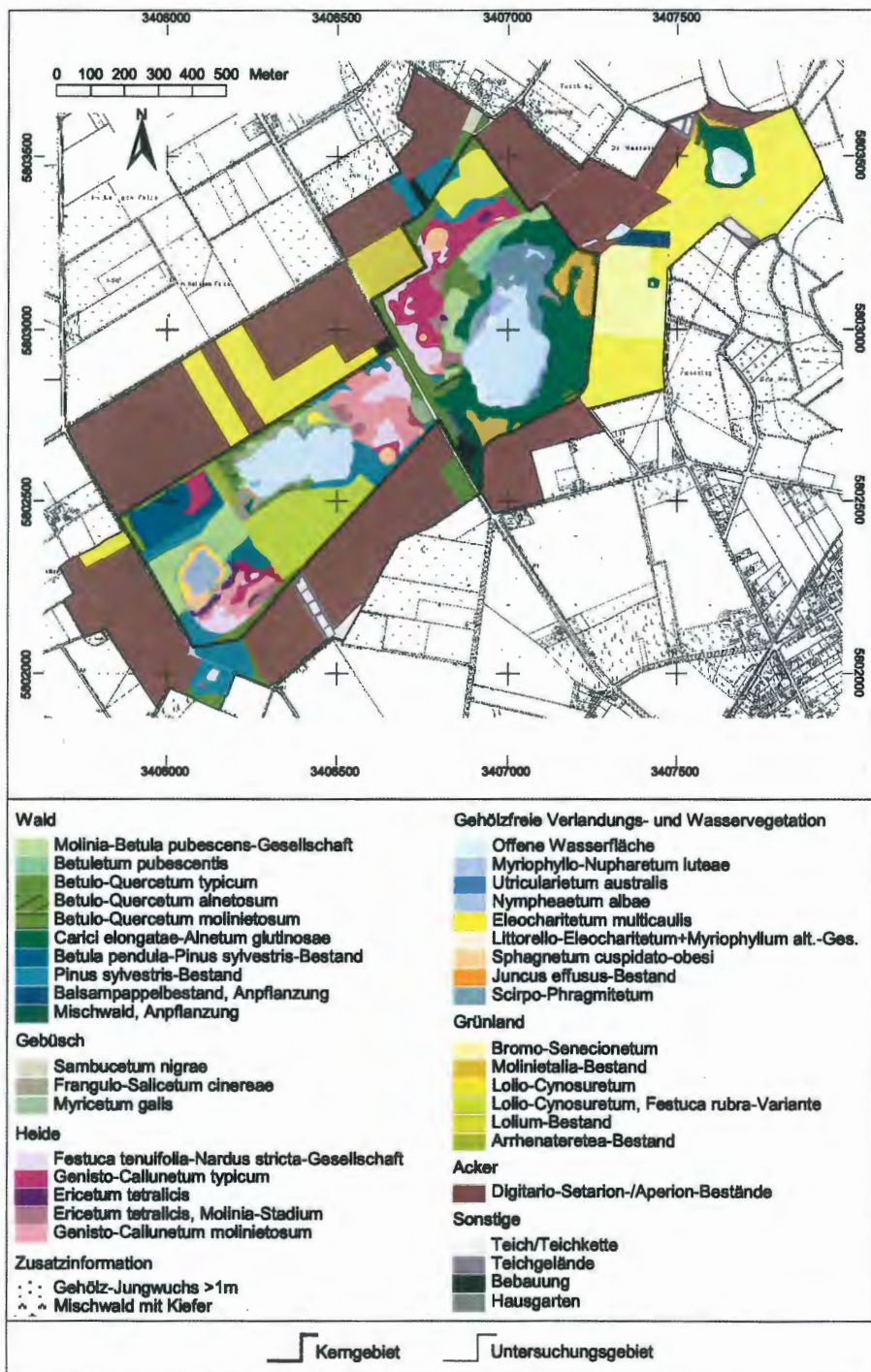


Abb. 18: Vegetation des NSG Heiliges Meer und angrenzender Flächen. Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

3.2 Bewertung der Vegetation des Kerngebietes und der angrenzenden Flächen

3.2.1 Umweltqualitätsziele als Bewertungsmaßstäbe

Ökosysteme sind nicht statisch, sondern unterliegen einer fortwährenden Dynamik. Der seit den 1930er Jahren dokumentierbare Vegetationswandel im Kerngebiet beruht auf einer Verschiebung ökologischer Prozesse. Die zurückgegangenen Pionierlebensräume in den Gewässern und Heiden stehen für eine Abnahme zyklischer Prozesse, die aufgewachsenen Wälder für eine Zunahme gerichteter Prozesse, die mit einer Anreicherung von Biomasse verbunden sind. Um die Folgen des Wandels bzw. den heutigen Zustand bewerten zu können, müssen zunächst Umweltqualitätsziele für den Arten- und Biotopschutz aufgestellt werden.

Die Biodiversität zu bewahren ist als Grundprinzip des Naturschutzes sicher unstrittig und damit auch die besondere Schutzwürdigkeit überregional gefährdeter Arten und Lebensgemeinschaften, die in den Roten Listen aufgeführt werden. An diesem Maßstab ist der Rückgang zyklischer Prozesse auf Kosten sandoligotropher Lebensgemeinschaften negativ zu bewerten. Andererseits sind aus den Sukzessionen schon nach wenigen Jahrzehnten z.T. artenreiche Lebensgemeinschaften hervorgegangen, die, wie die Erlenbruchwälder ebenfalls als gefährdet eingestuft werden und Arten der Roten Listen enthalten. Auch der Schutz natürlicher Sukzessionsprozesse wird als Grundprinzip des Naturschutzes betrachtet (u.a. JEDICKE 1998, BRÖRING et al. 1999), gleichwohl zu hinterfragen ist, wie „natürlich“ Prozesse in einem Gebiet von so geringer Größe und so unmittelbarer Nähe zu potentiellen Immissionsquellen sein können. In den nordwestdeutschen Sandlandschaften sind naturnahe Wälder und vor allem natürlich entstandene Gewässer und ihre Verlandungsstadien extrem selten und gelten aus nationaler Sicht als besonders schutzwürdig (FINCK et al. 1997).

Eine Reihe von Gründen spricht jedoch dafür, den abschirmenden Prozessschutz nicht zum alleinigen Umweltqualitätsziel für das gesamte Kerngebiet zu erheben und statt dessen die heutige Status-quo orientierte Naturschutzstrategie beizubehalten, aber zu modifizieren:

Durch die rezenten und potentiellen (früheren) Vorkommen von Heide- und Heideweierarten, die heute in den Sandlandschaften Nordwesteuropa extrem gefährdet und z.T. im Bestand bedroht sind, trägt das Schutzgebiet mit seinem breiten Spektrum aquatischer und terrestrischer Lebensräume eine große Verantwortung für die Erhaltung dieser Arten, was am Beispiel der *Littorelletea* besonders deutlich wird: Mit einer Ausnahme haben alle nordwestdeutschen Arten dieser Klasse im Kerngebiet ein rezentes oder potentielles Vorkommen. Nahezu alle Arten sind in Nordrhein-Westfalen stark gefährdet oder von der Vernichtung bedroht (KAPLAN 1993). Die Neuentstehung oligotropher Pionierlebensräume, die in der historischen Kulturlandschaft Ersatz für den sukzessionsbedingten Verlust bot, ist in der modernen Kulturlandschaft nahezu ausgeschlossen. Eine Reihe Arten, z.B. *Deschampsia setacea* (ARTS zit. in KOHN 1993) und vermutlich *Lobelia dortmanna* scheinen nur in „alten“ Lebensräumen vorzukommen. Daher haben die wenigen verinselten Restgebiete eine besondere Bedeutung.

Die bisherigen Pflegemaßnahmen wie Beweidung und Entkusselung haben nicht ausgereicht, die Vorkommen der Heide- und Heideweier-Arten zu erhalten oder zu regenerieren. Um das zu erreichen, erscheint es notwendig, die bisherige Status-quo orientierte Pflege in einen „temporär prozeßorientierten Naturschutz“ (RODE 1998) abzuwandeln, der verlorengegangene Dynamik durch Eingriffe in größeren Zeitabständen wiederherstellt. Das Ziel hat darüber hinaus die methodisch wichtige Konsequenz, daß die Zielarten

(Heide- und Heideweierarten) genannt sind, deren Ansprüche für die Bewertung der äußeren Stoffeinträge maßgeblich sind.

Wie lassen sich der abschirmende und der temporär prozeßorientierte Naturschutz miteinander vereinen? Die naturräumliche Grenze zwischen den Moorböden im Osten und den Sandböden im Westteil des Kerngebietes ermöglicht eine räumliche Zweiteilung der Umweltqualitätsziele: Im östlichen Teilgebiet sind Torfböden und eutrophe Gewässer Ergebnisse einer über längere Zeiträume laufenden Sukzession und Biomasseanreicherung. Die vorherrschenden Erlenwälder unterscheiden sich von den Birken- und Kiefernwäldern im Westteil durch eine höhere Trophie (vgl. POTT et al. 1998). Nachweise sandoligotropher Lebensräume im heutigen Schilf- und Bruchwaldgürtel liegen lange zurück (vgl. SCHWAR 1900, Berichte aus dem 19. Jahrhundert in BUDE 1942), so daß hier Eingriffe zur Regeneration früherer Zustände wenig zielführend erscheinen. Durch eine noch konsequentere Abschirmung aller menschlichen Einflüsse wie mechanische und akustische Störungen und Stoffeinträge können hier die im gesamten Naturraum einmaligen natürlichen Entwicklungsprozesse ablaufen.

Im Westteil spiegelt sich der menschliche Einfluß noch heute in den offenen Heidebereichen und der geringen Biomasseanreicherung wider. Heide- und Heideweierarten kommen noch heute vor, oder ihre letzten Nachweise liegen maximal 30 Jahre zurück. Vorrangiges Umweltqualitätsziel sollte in diesem Bereich sein, diese Lebensgemeinschaften durch einen temporär prozeßorientierten Naturschutz zu erhalten und zu fördern. Dazu gehört ebenfalls die Abschirmung negativer äußerer Einflüsse wie Schadstoffeinträge.

3.2.2 Gebietsbewertung

Gefährdung nach Roten Listen

Die Umweltqualitätsziele geben die Kriterien vor, mit deren Hilfe das Kerngebiet bewertet wird (vgl. Tab. 8). Die Gefährdung der Vegetationseinheiten wird mit Hilfe der Roten Listen für Farn- und Blütenpflanzen sowie für Pflanzengesellschaften Nordrhein-Westfalens eingestuft. Abb. 19 stellt die Verknüpfungsregeln der kombinierten Bewertung dar (vgl. BANGERT & KOWARIK 2000). Als Datengrundlage herangezogen werden eigene

Tab. 8: Umweltqualitätsziele für den Schutz von Arten und Lebensgemeinschaften im NSG Heiliges Meer und daraus abgeleitete Bewertungskriterien und Indikatoren für die Gebietsbewertung.

Umweltqualitätsziel	Bezugsgebiet	Wertkriterium	Indikator und Meßvorschrift
1. Dauerhaftes Vorkommen gefährdeter Arten u. Lebensgemeinschaften	Gesamtes Kerngebiet und angrenzende Parzellen	Gefährdung (Kap. 3.2.2)	- Arten und Vegetationstypen: Zuordnung zu den Einstufungen der Roten Listen für NRW
2. Zunahme gefährdeter Heide- und Heideweier-Arten / Zunahme sandoligotropher Lebensräume als Regenerationsnischen	Durch Heiden geprägtes Sandgebiet: Heideweier-, Erdfallseegebiet, Gebiet westlich des Großen Heiligen Meeres	Biologisches Regenerationspotential (Kap. 3.2.2)	- Frühere Vorkommen gefährdeter Heidearten (<i>Nardetalia</i> , <i>Ulicetalia</i> ; i.w.S.: <i>Erico-Sphagnetalia</i> , <i>Molinietalia</i>) und Heideweierarten (<i>Littorelletea</i> ; i.w.S.: <i>Rhynchosporetum</i> , <i>Nano-Juncetea</i>) - Überdauerungsvermögen der Diasporen - Sukzessionsfortschritt (Biomasseakkumulation, Alter der Folgevegetation)
		Abiotisches Regenerationspotential siehe Beeinträchtigungsanalyse (Kap. 4)	
3. Natürliche Entwicklungsprozesse	Durch Bruchwälder geprägtes Mooregebiet: Heilig-Meer-Niederung mit Großem und Kleinem Meer	Bewertung siehe Beeinträchtigungsanalyse (Kap. 4)	

Vegetationsaufnahmen von 1997, aktuelle vegetationskundliche Arbeiten, die sich in den 1980er und 1990er Jahren auf Teilgebiete oder das Gesamtgebiet beziehen (RUNGE 1991, HASSE 1994, HOFMANN 1995, BARTH 1995, STORM 1996, MACHARACEK 1996, zusammenfassend POTT et al. 1996) sowie historisches Material, das zwischen 1928 und 1967 aufgenommen wurde (GRAEBNER 1930, BUDE 1942, RUNGE 1957, 1967, 1985, 1991).

Die Tabellen 9 und 10 führen sämtliche für das Untersuchungsgebiet nachgewiesene Pflanzengesellschaften und gefährdeten Pflanzenarten auf. Am Tabellenende werden die Vegetationseinheiten des Kerngebietes und der angrenzenden Flächen nach ihrer Bedeutung als Lebensraum für gefährdete Arten und Lebensgemeinschaften bewertet. Abb. 20 zeigt die räumliche Verteilung der im Untersuchungsmaßstab darstellbaren Einheiten des Kerngebietes und der angrenzenden Flächen.

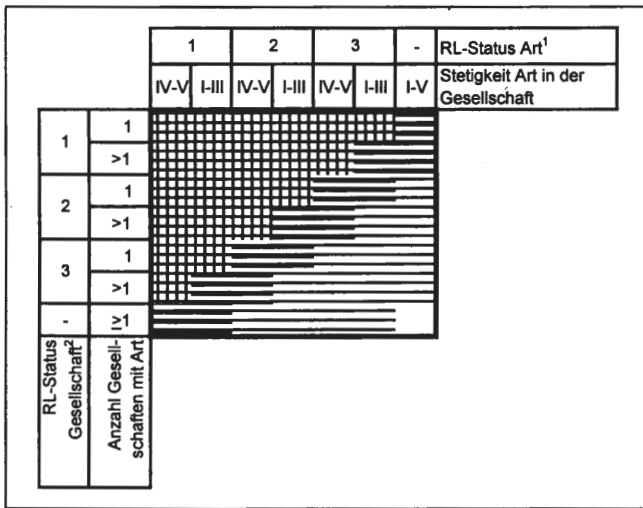


Abb. 19: Verknüpfungsmatrix zur Bewertung der Schutzwürdigkeit von Vegetationseinheiten im NSG Heiliges Meer (Legende s.u. Erläuterungskasten) ¹ nach WOLFF-STRAUB et al. (1986); ² nach VERBÜCHELN et al. (1998).

Regenerationspotential im Sandgebiet für Heide- und Heideweiharten

Die Gebietsbewertung dient einer ersten Vorauswahl von Bereichen im Kerngebiet, in denen Regenerationsmöglichkeiten gefährdeter Heide- und Heideweiharten-Lebensgemeinschaften bestehen („besonders entwicklungswürdige Bereiche“). Die Aussageschärfe der vorliegenden Daten reicht jedoch für eine Kartendarstellung nicht aus. Sie müssen durch spezielle Untersuchungen verifiziert und räumlich präzisiert werden (vgl. KOHN 1993). Bei der folgenden Abschätzung bleiben vorerst das standörtliche Regenerationspotential bzw. die Beeinträchtigungen durch Stoffeinträge ausgeklammert (siehe Kap. 4.2).

Tab. 11 listet die Bereiche im Kerngebiet auf, in denen heute gefährdete Heide- und Heideweiharten zurückgegangen sind. Für die Beurteilung, ob hier tatsächlich eine Regeneration zielführend ist, sind Informationen zur Überdauerungsfähigkeit der Diasporen erforderlich. Die meisten **Heideweiharten** bilden eine persistente, ungünstige Wachstumsbedingungen überdauernde Diasporenbank aus (KAPLAN & MUER 1990, KOHN 1993, ROELOFS et al. 1996, KAPLAN 1998). Das gleiche gilt für die Arten des *Rhynchosporium*

Tab. 9: Bewertung der Vegetationseinheiten des NSG Heiliges Meer und der angrenzenden Flächen: Wasservegetation, oligotraphente und dystraphente Litoralvegetation sowie Röhricht (Erläuterungen s.u. Kasten).

Arten	Wasservegetation						Sandoligotraphente Litoralvegetation						Dys-/Mesotraphente Litoralvegetation						Eutraphente Litoralvegetation	
	RL	3	2	1	3	2	3	2	1	3	2	1	3	2	1	3	2	3	2	
Myriophyllum spicatum	3	r ¹	II ¹	II ¹																
Myriophyllum verticillatum	2	x ¹		I ¹																
Potamogeton obtusifolius	2	II ¹	V ¹	IV ¹	I ¹															
Ranunculus circinatus	3	I ¹	V ¹	V ¹	I ¹															
Baldellia ranunculoides	1	II ¹	I ¹	IV ¹																
Eleocharis acicularis	2	III ¹	II ¹	II ¹	I ¹															
Myriophyllum alterniflorum	2	r ¹	V ¹	III ¹	I ¹															
Utricularia australis	2			V ¹																
Potamogeton lucens	3					x ¹														
Lemna trisulca	3				x ¹	V ¹														
Hydrocharis morsus-ranae	3						x ¹													
Spirodela polyrrhiza	3						x ¹													
Potamogeton gramineus	2						x ¹													
Potamogeton perfoliatus	3						x ¹													
Lobelia dortmanna	1																			
Apium inundatum	1																			
Deschampsia selzacea	1																			
Pinguicula vulgaris	1																			
Littorella uniflora	2																			
Pilularia globulifera	2																			
Carex cederi	2																			
Drosera intermedia	2																			
Hammarbya peludosa	1																			
Juncus tenageia	2																			
Lycopodiella inundata	2																			
Rhynchospora alba	3																			
Rhynchospora fusca	2																			
Triglochin palustre	2																			
Drosera rotundifolia	2																			
Potamogeton polygonifolius	3																			
Eleocharis multicaulis	2																			
Isolepis fluitans	2																			
Carex lasiocarpa	2																			
Hypericum elodes	1																			
Luronium natans	3																			
Comarum palustre	3																			
Myrica gale	3																			
Menyanthes trifoliata	3																			
Eriophorum angustifolium	3																			
Menyanthes trifoliata	3																			
Sparganium angustifolium	1																			
Utricularia minor	2																			
Bidens cernua	3																			
Eriophorum vaginatum	3																			
Lysimachia thyrsoflora	3																			
Hottonia palustris	2																			
Cicuta virosa	3																			
Ranunculus lingua	2																			
Scirpus tabernaemontani	3																			
Cladium mariscus	2																			

(u.a. *Rhynchospora alba et fusca*, *Lycopodiella inundata*) (vgl. PFADENHAUER & MAAS 1987), die im Spülsaum des Erdfallsees vorkamen. Danach erscheint das endogene Entwicklungspotential für beide Artengruppen besonders groß zu sein. KOHN (1993) hält es trotz gescheiterter Keimungsversuche im Labor für möglich, daß die Diasporen gefährdeter Arten durch ein geeignetes Management am Heideweiher reaktiviert werden können.

Am Erdfallsee, wo die meisten Arten bis auf Restbestände zurückgegangen sind, hat die Sukzession durch das Aufwachsen von Gehölzbeständen den Standort stark verändert,

Erläuterungen zu den Tabellen 9 und 10

- **Gefährdungsklassen der Roten Listen (RL)**

0 = ausgestorben oder verschollen; 1 = von der Vernichtung bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet;

- = derzeit nicht gefährdet; ? = keine Entsprechung in der RL für Pflanzengesellschaften (die Bewertung erfolgt nur nach der Gefährdung der Charakterart)

- **Stetigkeiten der gefährdeten Arten innerhalb der Gesellschaften**

r = $\leq 5\%$, + = $\leq 10\%$, I = $\leq 20\%$, II = $\leq 40\%$, III = $\leq 60\%$, IV = $\leq 80\%$, V = $\leq 100\%$, x = ≤ 3 Aufnahmen verfügbar

- **Zeitbezug der Nachweise von Arten und Gesellschaften und der daraus abgeleiteten Werte**

* = Angaben beruhen auf aktuellen Nachweisen (rezente Vorkommen);

° = Angaben beruhen nur auf früheren Nachweisen (potentielle Vorkommen);

k.A. = keine Angaben, d.h. auf der Grundlage alter Arbeiten ist nur eine Zuordnung zu einem Lebensraumtyp aber nicht zu einer Pflanzengesellschaft möglich¹

- **Bewertung: Schutzwürdigkeit der Vegetationseinheiten aufgrund ihrer Bedeutung als Lebensraum gefährdeter Arten und Lebensgemeinschaften**

sehr hoch

hoch

mäßig

gering (in den Tabellen nicht aufgeführt: Vegetationseinheiten ohne Gefährdung nach der Roten Liste gefährdeter Pflanzengesellschaften und ohne Nachweise gefährdeter Pflanzenarten):

Wasser-/Eutraphente Litoralvegetation: *Lemna minor*-Gesellschaft; *Lysimachia vulgaris*-Bestand; *Glycerietum fluitantis*; *Polygono-Bidentetum tripartitae*; *Phalaridetum arundinaceae*; *Carex acutiformis*-Gesellschaft; *Potentillo-Festucetum arundinaceae*; Acker: *Digitario-Setarion-Aperion*-Bestand; Grünland: *Lolio-Cynosuretum*; *Lolium*-Bestand; *Lolio-Plantaginetum*; *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*; *Agropyron repens*-Gesellschaft; *Polygono-Matricarietum discoideae*; *Carex hirta*-Gesellschaft; *Equisetum arvense*-Bestand; *Arrhenateretea*-Bestand; Wald/Gebüsch: *Sambucetum nigrae*; *Betula pendula-Pinus sylvestris*-Bestand; *Pinus sylvestris*-Bestand; Mischwald (Anpflanzung); *Balsampappelbestand* (Anpflanzung); *Lonicera periclymenum*-Waldmantel; *Rubetum grati*

¹ Frühere Vorkommen gefährdeter Arten, zu denen weder Angaben zur Vergesellschaftung noch zum Lebensraum vorliegen: *Eleocharis quinqueflora*, *Genista tinctoria*, *Plantago coronopus*, *Platanthera bifolia*, *Sium latifolium*, *Stellaria palustris*.

was das Regenerationspotential im Vergleich zum Heideweiher geringer erscheinen läßt, da dieser schlamm- und torfmoosreiche aber gehölzfreie Litoralbereiche aufweist.

Das Diasporenpotential der *Littorelletea*-Arten bleibt in den ehemaligen Lebensräumen selbst nach langen Phasen landwirtschaftlicher Nutzung häufig erhalten (vgl. u.a. KAPLAN & MUER 1990, RAABE & VAN DEN WEYER 1998). Daher kann es durchaus möglich sein, auch im landwirtschaftlich genutzten Umfeld des Kerngebietes derartige Lebensräume zu restaurieren. Vor allem im Norden des Kerngebietes zeigen die Karten des 19. Jahrhunderts Gewässer und feuchte Heiden (vgl. Abb. 6). Dieser Bereich bildet den Suchraum für Regenerationsversuche. Das historische Kartenmaterial ist für die nähere Verortung ehemaliger Lebensräume jedoch zu ungenau.

Das Potential der zurückgegangenen **Heidearten** (*Nardetalia*, *Ulicetalia*, *Erico-Sphagnetalia*) wie *Arnica montana*, *Genista pilosa et anglica* oder *Narthecium ossifragum*, *Pedicularis palustris* et *sylvatica*, ist unsicher, da die meisten Arten keine permanenten Samenbanken (>5 Jahre Überdauerungsfähigkeit) aufbauen und nur über ein geringes Ausbreitungsvermögen verfügen (ROELOFS et al. 1996, THOMPSON et al. 1997). Hinzu kommt, daß die letzten gesicherten Nachweise aus den 1960er Jahre stammen (RUNGE 1967, 1985, 1991). Auf den ehemaligen Feuchtheiden am Großen Heiligen Meer und am Heideweiher haben die Bestände der *Molina-Betula pubescens*-Gesellschaft aufgrund ihrer geringen Deckungswerte und ihres im Vergleich zu den umgebenden *Betulo-Quercetum*-Beständen geringeren Alters noch das höchste endogene Regenerationspotential für Heidearten.

Tab. 10: Bewertung der Vegetation des Kerngebietes und angrenzender Flächen: Feuchtheiden/-grünland, Trockenheiden/-rasen/-grasweiden, Gebüsch, Wald (Erläuterung s. S. 307).

Arten	RL	Gesellschaften				Feuchtheide/ Feuchtbrache			Trockenheide/ Trockenrasen			Grün- land		Gebüsch/Wald				
		1	2	3	k.A.	1	2	3	k.A.	1	2	3	k.A.	1	2	3	k.A.	
<i>Drosera rotundifolia</i>	2		IV ^a															
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	2		II ^a															
<i>Juncus squarrosus</i>	3		I ^a															
<i>Narthecium ossifragum</i>	3		III ^a															
<i>Trichophorum germanicum</i>	3		III ^a															
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	3		I ^a															
<i>Drosera intermedia</i>	2		V ^a															
<i>Rhynchospora alba</i>	3		+ ^a V ^a															
<i>Rhynchospora fusca</i>	2		+ ^a V ^a															
<i>Eriophorum angustifolium</i>	3		V ^a															
<i>Veronica scutellata</i>	3		X ^a															
<i>Briza media</i>	3		X ^a															
<i>Dactylorhiza maculata</i>	3		X ^a															
<i>Epipactis palustris</i>	2		X ^a															
<i>Juncus filiformis</i>	3		X ^a															
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	3		X ^a															
<i>Pedicularis palustris</i>	1		X ^a															
<i>Salix repens</i>	3		X ^a															
<i>Corynephorus canescens</i>	3																	
<i>Teesdalia nudicaulis</i>	3																	
<i>Aira praecox</i>	3																	
<i>Carex panicea</i>	3		+ ^a															
<i>Nardus stricta</i>	3		X ^a															
<i>Antennaria dioica</i>	2																	
<i>Arnica montana</i>	2																	
<i>Cuscuta epithymum</i>	2																	
<i>Empetrum nigrum</i>	2																	
<i>Genista anglica</i>	3																	
<i>Genista pilosa</i>	3																	
<i>Juniperus communis</i>	3																	
<i>Lycopodium complanatum</i>	1																	
<i>Viola canina</i>	3																	
<i>Botrychium lunaria</i>	2																	
<i>Pedicularis sylvatica</i>	3																	
<i>Polygala serpyllifolia</i>	3																	
<i>Polygala vulgaris</i>	3																	
<i>Spargula morisonii</i>	3																	
<i>Thymus serpyllum</i>	1																	
<i>Bromus racemosus</i>	3																	
<i>Carex rostrata</i>	3																	
<i>Aphanes inexpectata</i>	2																	
<i>Carex vesicaria</i>	3																	
<i>Comarum palustre</i>	3																	
<i>Myrica gale</i>	3		I ^a															
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	3		I ^a															
<i>Viola palustris</i>	3		I ^a															
<i>Hypericum elodes</i>	1																	
<i>Menyanthes trifoliata</i>	3																	
<i>Hottonia palustris</i>	3																	
<i>Carex lasiocarpa</i>	2																	
<i>Ranunculus lingua</i>	2																	
<i>Carex elata</i>	3																	
<i>Eleocharis multicaulis</i>	2																	
<i>Littorella uniflora</i>	2																	
<i>Carex diandra</i>	1																	
<i>Osmunda regalis</i>	3																	
<i>Thelypteris palustris</i>	3																	
<i>Salix pentandra</i>	3																	
<i>Pyrola minor</i>	3																	
Integrierte Bewertung nach Gefährdung der Arten u. Vegetationseinheiten																		

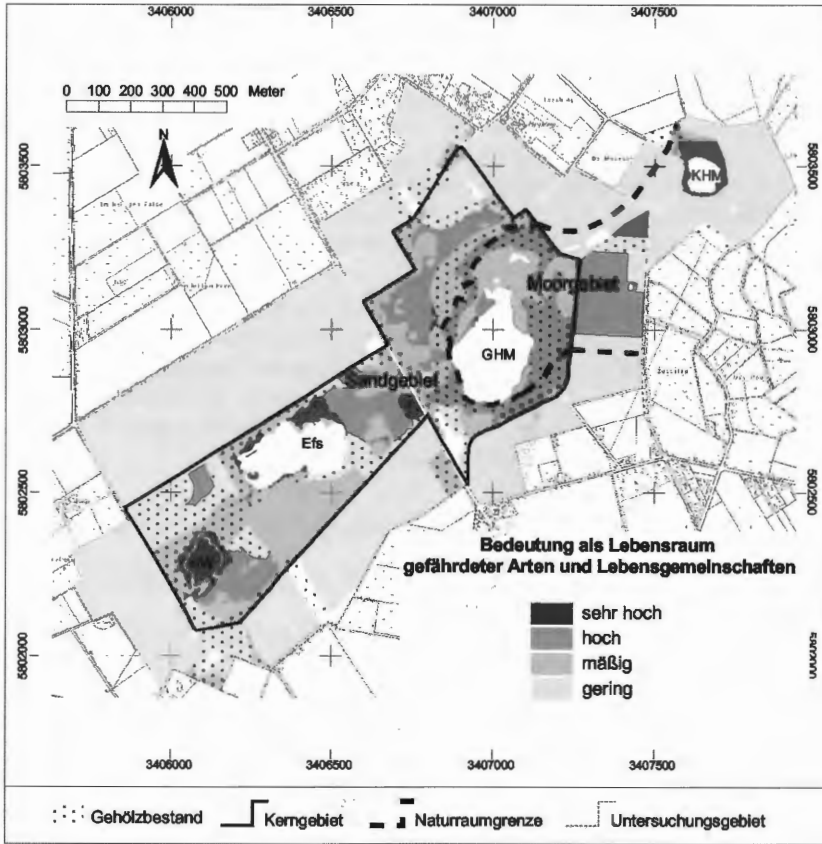


Abb. 20: Schutzwürdigkeit der Vegetationseinheiten des NSG Heiliges Meer und der angrenzenden Flächen nach ihrer Lebensraumbedeutung für gefährdete Arten. Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/0.

Tab. 11: Lokalisierte Nachweise zurückgegangener Heide- und Heideweiherarten im NSG Heiliges Meer (Erläuterung im Text).

Bereich im Kerngebiet	Vegetationseinheiten der zurückgegangenen Arten zu den einzelnen Arten siehe Kap. 3.1	Heutige Vegetation
Heideweiher, östlicher Teil	<i>Littorelletea</i> (RUNGE 1991)	<i>Sphagnetum cuspidato-obesi</i> , <i>Nymphaeetum</i> , <i>Eleocharitetum multicaulis</i>
Süd- Nord-(Ost-)litoral Erdfallsee	<i>Littorelletea</i> , <i>Rhynchosporietum</i> (RUNGE 1991)	Gebüsch, Laubwald (<i>Myricetum</i> , <i>Frangulo-Salicetum</i> , <i>Molinia-Betula</i> -Gesellschaft, <i>Betulo-Quercetum molinietosum</i>)
Heiden am Großen Heiligen Meer, Erdfallsee und Heideweiher	<i>Nardetalia</i> , <i>Ulicetalia</i> , <i>Erico-Sphagnetalia</i> , <i>Molinietalia</i> (RUNGE 1967, 1985)	Degenerations-/ Vergrasungsstadien des <i>Genisto-Callunetum</i> u. <i>Ericetum</i> , z.T. als <i>Molinia</i> -Fazies
Frühere Heide im Westen- u. Nordwesten des Großen Heiligen Meeres	<i>Nardetalia</i> , <i>Ulicetalia</i> , <i>Erico-Sphagnetalia</i> , <i>Molinietalia</i> (GRAEBNER 1930)	Birkenwälder (<i>Molinia-Betula</i> -Gesellschaft, <i>Betulo-Quercetum molinietosum</i>)
Frühere Heide zwischen Heideweiher und Erdfallsee	<i>Nardetalia</i> , <i>Ulicetalia</i> , <i>Erico-Sphagnetalia</i> , <i>Molinietalia</i> GRAEBNER (1930), RUNGE (1957)	Birkenwälder (<i>Molinia-Betula</i> -Gesellschaft, <i>Betulo-Quercetum molinietosum</i>)

4. Beeinträchtigungen und Gegensteuerungsmöglichkeiten

In den folgenden Kapiteln wird untersucht, ob und welche Nutzungen, Nutzungsänderungen und indirekten Nutzungseinflüsse die schutzwürdigen Lebensräume und Landschaftselemente beeinträchtigen. Aus der Analyse und Bewertung der Wirkungen und Wirkfaktoren sollen darüber hinaus Handlungsziele zur Gegensteuerung abgeleitet werden. Dazu werden die wissenschaftlich begleiteten Managementverfahren der Außenstelle des Westf. Museums für Naturkunde und aus anderen nordwesteuropäischen Heidegebieten sowie wissenschaftliche Arbeiten zur Emissionsminderung in der Landwirtschaft herangezogen.

Jedes Handlungsziel birgt zugleich Risiken und Zielkonflikte, die wiederum durch eine optimierte Ausführung abgestellt oder gemildert werden können. „Pro“ und „Contra“ werden den Handlungszielen jeweils am Ende der folgenden Abschnitte tabellarisch zugeordnet, weil es sich um wichtige Entscheidungsgrundlagen mit Blick auf die Umsetzungsplanung in Kapitel 5 handelt, in der die sektoralen Handlungsziele untereinander und mit den Umsetzungsmöglichkeiten abgestimmt werden.

4.1 Beeinträchtigung durch Nutzung und Nutzungswandel

4.1.1 Nivellierung kulturlandschaftlicher Eigenart im Heiligen Feld

Veränderungen sind Bestandteil einer genutzten Kulturlandschaft. Ästhetische und kulturhistorische Beeinträchtigungen gehen in der jüngsten Landschaftsphase von anthropogenen Eingriffen aus, die die Träger der kulturlandschaftlichen Eigenart sowie die alten Kulturrelikte, d.h. die besonders schutzwürdigen Landschaftselemente im Heiligen Feld zerstören oder verdecken (vgl. Tab. 4). Tab. 12 listet diese landschaftsnivellierenden Beeinträchtigungen seit der Flurbereinigung in den 1970er Jahren auf. Sie resultieren zum einen aus der Nutzungsintensivierung in der Agrarlandschaft und zum anderen aus der Nutzungsaufgabe im Kerngebiet, durch die wertvolle Kulturlandschaftselemente langsam verfallen.

Schließlich sollen die raumübergreifenden visuellen und akustischen Belastungen des Landschaftserlebens nicht unerwähnt bleiben, die vom überregionalen Verkehr auf der

Tab. 12: Beeinträchtigungen wertvoller Kulturlandschaftselemente im Heiligen Feld durch moderne Landnutzungen (untersuchter Zeitraum 1970-1996).

Landschaftselement	Beeinträchtigung
Feuchtwiesensenken	Auffüllen, Drainage, Grünlandumbruch
	Heckenrodung
	Anlage von Teichen
Erdfallgewässer	Angelhütten, Stege
	Uferbegradigung/-gestaltung
Dünen	Sandabgrabung
	Anlage von Teichen
Feldwege	Begradigung, Befestigung (Asphalt-/Kiesdecken)
	Verlust bei der Zusammenlegung von Schlägen
Feldställe	Verfall, Abtragung
Hofgebäude	Modernisierung, Umnutzung (Wohnen/Gewerbe)
Wallhecken	Rodung, Einebnung
Heiden	Verlust blühender Heiden durch Vergrasung, Überalterung, Verbuschung
Grünland	Verbrachung, Wiederbewaldung
Wallhecken, Obstbäume	Verlust bei fehlender Pflege (auf den Stock setzen, Nachpflanzen)

L504, vom Hopstener Gewerbegebiet im Norden bis hin zu den Silhouetten der Kohlehalden und Industrieanlagen im Süden ausgehen, auch wenn diese nicht Gegenstand der Naturschutzplanung im Heiligen Feld waren.

Steuerungsmöglichkeiten

Die Umweltqualitätsziele für die Landschaftselemente sehen vor, die erlebbare kulturlandschaftliche Eigenart und Landschaftsgeschichte im Kerngebiet und in der modernen Agrarlandschaft zu erhalten und zu fördern. Dies läßt sich auf zweierlei Wegen erreichen: gestaltend, indem noch vorhandene, aber verdeckten Träger kulturlandschaftlicher Eigenart restauriert werden. Das ist z.B. bei verbauten Erdfallgewässer, unter Acker verborgenen Bodensenken oder durchgewachsenen Wallhecken möglich (Tab. 13). Ort und Umfang sind mit den Immissionsschutz-Zielen abzustimmen, da eine möglichst funktionale Einbindung der Elemente angestrebt wird (Kap. 2.2.1.).

Der zweite Möglichkeit, das Landschaftserleben zu steuern und zu optimieren, bieten lenkende und informierende Maßnahmen. Dabei laufen Funktionswandel, Veränderung und Verfall der Kulturlandschaftselemente ungehindert ab, werden aber durch gezielte Informationen für den Betrachter erlebbar gemacht (Tab. 13).

Tab. 13: Mögliche Handlungsziele zur Sicherung und Förderung der erlebbaren kulturlandschaftlichen Eigenart im Heiligen Feld und Entscheidungsgrundlagen für die Zielfestlegung.

Handlungsziel	Pro (Effektivität/Synergismen)	Contra (Risiko / Zielkonflikt)	Optimierungsmöglichkeit
Umwandeln von Acker in heckenumrandete Feuchtwiesen wo Bodensenken noch erkennbar sind	a) Nährstoff-Retention (vgl. Kap. 4.2.4) b) Neuer Lebensraum für gefährdete Feuchtwiesenarten nach gelungener Wiedervernässung	Phosphormobilisierung bei Wiedervernässung	- Aushagern (vgl. BROLL et al. 2000) - Bodenabtrag
Entfernen künstlicher Elemente (Stege, Hütten etc.) an Erdfallgewässern	Verminderung der Störungen empfindlicher Arten		
Pflege (Nachpflanzung, Mahd/Beweidung) der Kulturrelikte im Kerngebiet	Weitgehend zielkonform mit dem Schutz von Arten- und Lebensgemeinschaften (vgl. Kap. 4.1.2.3)	Ökologische Nivellierung bei einseitiger Umsetzung (z.B. Leitbild „blühende Heide“)	zeitlich versetzte, kleinräumige Ausführung
Vermitteln von Hintergrundinformationen	a) positive Erfahrungen bei der Vermittlung ökologischer Zusammenhänge durch die Außenstelle (Führungen, Vorträge, Ausstellung, Ton-Dia-Serie) b) Wecken eines „ökologischen Bewußtseins“ bei Landnutzern und Akzeptanz für Maßnahmen	- Erhöhung der Besucherzahlen und Störung empfindlicher Arten und Lebensgemeinschaften - „Möblierung“ der Landschaft durch Informationsmedien	- Aussparen des Moorgebietes (Erlenwald und Feuchtwiesen zwischen Großem und Kleinen Heiligen Meer) und des Heideweiheres - Wahl von Informationsmedien, die nur von tatsächlich Interessierten in Anspruch genommen werden: z.B. käufliche Broschüren, Führungen

4.1.2 Veränderung des natürlichen und anthropogenen Störungsregimes im Kerngebiet

4.1.2.1 Ökologische Wirkungen historischer Nutzungsweisen und heutiger Pflegemaßnahmen

Aus schriftlichen Quellen, Karten und Luftbildern sowie der Befragung von Zeitzeugen lassen sich historische Nutzungen im Kerngebiet zumindest in Teilen rekonstruieren (Tab. 14). Es wird deutlich, daß sämtliche Lebensräume bis zur NSG-Ausweisung unter menschlichem Einfluß standen, der entsprechend der gemeinschaftlichen Nutzungsform episodisch erfolgte. Alle Nutzungen sind in vegetationsökologischer Hinsicht Störungen, durch die Biomasse zerstört oder reduziert und Sukzessionen zurückgeführt werden („disturbance“ nach GRIME 1974, 1979). In der Tabelle werden Störwirkungen hervorgehoben, durch die regelmäßig primäre Rohbodenlebensräume entstehen. Auch dies trifft auf nahezu alle Nutzungsformen zu. Eingriffe in die Vegetations-, Humus- bzw. Sedi- mentdecke lassen Regenerationsnischen für Pflanzen entstehen, also Bereiche mit Bedin- gungen, die für die Keimlingsetablierung günstig sind („safe sites“). Viele Nutzungen ent- ziehen zudem den Ökosystemen Stoffe, die als Brennmaterial oder Dünger in den Nut- zungskreislauf der Höfe und Siedlungen abgeführt werden. Indirekte Störwirkungen gehen von der großflächigen anthropo-zoogenen Entwaldung aus (vgl. Abb. 6). Sie erhöht die Winddynamik im Sinne einer Umlagerung von Biomasse, wodurch Lebensraum für Heideweiherarten geschaffen wird (VAHLE 1990, SCHAMINEE et al. 1992). Zugleich fördert die fehlende Beschattung das sommerliche Austrocknen von Böden und Gewässersedimen- ten und damit deren Deflation (vgl. RUNGE 1974, 1988). Aus Karten, Bildern und Landschaftsbeschreibungen wird deutlich, daß windoffene Bereiche im Heideweiher- und Erdfallseegebiet noch bis zur Schutzgebietsausweisung großflächig vorhanden waren (vgl. Abb. 4, Abb. 7). Die zahlreichen Wallhecken im Heiligen Feld boten noch bis in die 1930er Jahre kaum Windschutz, da die Gehölze durch häufiges Auf-den-Stock-setzen allenfalls einen halben Meter Höhe erreichten (Nieland 1997 mdl.).

Die Analyse historischer Nutzungswirkungen verdeutlicht, daß die Gewässerlandschaft Heiliges Meer nicht nur das Produkt natürlicher, geogener Dynamik ist, sondern auch anthropo-zoogener Störungen. Ihre Art und Intensität änderte sich mit der allgemeinen Aufgabe der historischen Heidenutzung in den 1920er Jahren und mit dem amtlichen Naturschutz seit den 1930er Jahren.

Nach einer ersten Phase ohne anthropogene Störungen versucht der Landschaftsverband Westfalen-Lippe seit den 1960er Jahren, verlorengegangene Nutzungsfunktionen wieder- zubeleben (vgl. VERHEYEN 1990): Durch Rodungen, die im Heilig-Meer-Gebiet 1961 und im Erdfallsee-Gebiet 1978 vorgenommen wurden, und die nachfolgende Beweidung sind heute weitgehend baumfreie Heideinseln entstanden, die von naturnahen Gehölzbestän- den umgeben sind (Abb. 7). An den Seeufern hat sich seit der NSG-Ausweisung ein weit-

Zu Tab. 14

¹ Mündliche Auskunft Anwohner, Befragung 1997 (TEPE, NIELAND, MERSCH, ATTERMEYER, WELP, ÜFFING)

² KAMPMANN (1900/01)

³ RUNGE (1967, 1985), Luftbild 1:25000 von 1939

⁴ Münsterscher Anzeiger vom 13.4.1913

⁵ THURNEISSER ZUM THURM (1612 zit. in PRUSS 1940)

⁶ GRAEBNER (1930)

⁷ Mündliche Auskunft Anwohner (zit. in BUDDE 1942)

⁸ RUNGE (1991)

⁹ TK 25 von 1895, Alliierte Luftbilder von 1940-1944

¹⁰ Fotos, Zeitungsartikel im Archiv der Außenstelle

¹¹ RUNGE (1957)

Tab. 14: Frühere Nutzungen im Kerngebiet und Wirkungen auf die Lebensräume (EFS: Erdfallsee, HW: Heideweiher, GHM/KHM: Großes/Kleines Heiliges Meer).

Nutzung	Wirkung	Gewässer (Pelagial)	Gewässer (Litoral)	Feuchtheiden	Trockenheiden/-rasen	GebüschWald	Grünland	Acker	Zeit-/ Ortsangabe
Heideplaggen (Einstreu, Dünger)				x	x				- bis Anfang 20. Jahrhundert / punktuell im Bereich des heutigen Kerngebietes ¹
Stechen von Pfeifengras („Schutten“)	Stoffexport, episodische Störung/ Regenerationsnischen (Rohboden)			x					- bis Anfang 20. Jahrhundert - Bereich des heutigen Kerngebietes ¹
Torfgewinnung (Brennmaterial)		x	x						- jeweils vermutlich vor 1900 ² / westliches Becken Efs ³ , Heide südlich HW, westl. GHM ⁴
Faulschlammgewinnung („Bitumen“)		x							- ca. 16. Jahrhundert / GHM ⁵
Brennholz („Holz“, „Busken“)	Entwaldung/Offenhaltung, Stoffexport	x	x	x	x				- bis NSG-Ausweisung / heutiges Kerngebiet ¹ , vgl. heutige Niederwaldmerkmale in den Erlenwäldern am KHM/Ostufer GHM
	indirekt: Erhöhung der Winddynamik: episodische Störung/ Regenerationsnischen (Rohboden)	x	x		x				
Beweidung (Schafe, Rinder)	Offenhaltung; episodische Störung/ Regenerationsnischen (Rohboden) durch Tritt; Diasporeausbreitung		x	x	x	x	x		- bis Anfang 20. Jahrhundert / Bereiche westlich GHM („Schaf-Pädkes“) ¹ - bis zur NSG-Ausweisung / frühere Feuchtheide zwischen Wallhecke und GHM ⁶ - Ende des 19. Jahrhundert – West- und Nordwestufer GHM (Rinder) ⁷ - bis NSG-Ausweisung/Erweiterung / Ostufer GHM: heutige Brachen u. Erlenbestände ⁶ - bis 1930er Jahre / Heideweihergebiet („sporadisch“) ¹ - bis 1937/1947 / am Westrand des GHM ⁸ - bis 1963 / heutige Brachen am Ostrand des Gebietes ⁶
Ackernutzung	permanente Störung							x	- 1920er bis 1960er Jahre / heutige „Attermeyerwiese“ (südlicher, östlich Bereich) ¹
Mahd (Streugewinnung)	Offenhaltung; Export; period. Störung		x	x					- ohne Zeitangabe / alten Besitzgrenzen im flachen Teil des GHM: Streunutzung? ⁶
Fortbewegung (Tritt, Fuhrwerke)	episodische Störung/ Regenerationsnischen (Rohboden)		x	x	x				- Ende 19. Jahrh. bis 1930er Jahre / Heide am GHM, nördl. HW: Wege, Wagenspuren ⁹ - bis Anfang 20. Jahrh. / HW: „Fuhrwerke durch Wasser ziehen, Räder quellen lassen“ ¹ - bis NSG-Ausweisung / Uferbereich GHM: Bootsverkehr, Fischerei ¹⁰ - vor allem direkt nach Einbruch (1913ff) / Heide, Uferbereich Efs ^{1,10}
Schlittschuhlaufen, Schwimmen			x	x					

gehend geschlossener Waldsaum gebildet (Tab. 15, Abb. 14 - Abb. 16). Durch die Wiederbewaldung ist die Windeinwirkung auf die Lebensräume im Kerngebiet zurückgegangen. Nur im Westen des Gehölzsaumes am Großen Heiligen Meeres wird eine schmale Schneise zur Heide hin offengehalten.

Tab. 15: Bewaldung (%) der Uferlinie in einem 20 m breiten Gürtel 1939 und 1995 (Quelle: GIS-gestützte Auswertung Luftbildkarte 1:25000 von 1939, Alliierte Luftbilder 1940ff, CIR-Luftbilder 1995).

	1939	1995
Großes Heiliges Meer	69 %	97 %
Erdfallsee	43 %	91 %
Heideweiher	52 %	72 %

In den Heiden werden seit den 1960er Jahren zwei Schafherden in Standweiden gehalten, um den Gehölzverbiß zu effektivieren (BEYER 1968, vgl. Abb. 1). In der Heide am Großen Heiligen Meer östlich der Ibbenbürener Straße (7 ha) weidet heute eine Mufflonherde (Kreuzung Mufflon x Heidschnucke; Mufflonhabitus). Die Weiden am Erdfallsee und Heideweiher (14 ha) sind in drei Abschnitte unterteilt, die von einer Heidschnuckenherde sehr ungleichmäßig beweidet werden (Abb. 21). Die heutige Pflegebeweidung hat sich als effektives Mittel gegen die Wiederbewaldung der Heiden erwiesen. In wesentlichen Punkten unterscheidet sie sich jedoch von der historischen Nutzung: Beweidet wird nur noch mit Schafen, die ständig auf der Fläche sind, im Gegensatz zur früheren episodischen Beweidungen durch Schafe und vor allem durch Rinder, die heute ganz fehlen.

Nur in manchen Jahren stehen zwei bis drei Pferde auf der „Attermeyerwiese“. Dort dokumentiert eine langjährige Offensandfläche, in der sich die Pferde wälzen, die Störungswirkungen durch „schwere“ Huftiere. Charakteristische Verbißform und die tief-



Abb. 21: Heidschnucken in der heute von *Molinia caerulea* dominierten Heide östlich des Erdfallsees.

gründigen Trittschäden durch Rinder, wodurch *Molinia caerulea* wirkungsvoll zurückgedrängt werden kann (WITTIG & HELLBERG 1999), fehlen. Die Beweidung konzentriert sich heute auf die Heideflächen und grenzt die großen Gewässer aus.

Die übrigen historischen Nutzungsformen sind bis auf Rudimente eingestellt worden:

Nur noch eine Feuchtwiese nördlich des Großen Heiligen Meeres wird gemäht. Die anderen Wiesen im Kerngebiet liegen brach. Die Gewinnung und Abfuhr organischer Substanz, die Plaggen-, Schutten- und Torfgewinnung und damit verbundene zyklische Störungen der Humus- und Sedimentauflagen fehlen seit der NSG-Ausweisung mit Ausnahme kleinflächiger Plaggenen zu Forschungszwecken (vgl. RUNGE 1979, 1983, KOHN 1992). Maßnahmen zur Wiederansiedlung von Zwergstrauchheiden, bei denen 1965 auf etwa 2 ha und 1985 auf 3 ha der Oberboden aufgekaufter Ackerflächen abgeschoben wurde (VERHEYEN 1990), ähneln im Effekt der Plaggennutzung, setzten jedoch an stark menschlich veränderten Standorten an und sind im Gegensatz zum kleinflächigen manuellen und damit heterogenen Plaggen großflächig maschinell ausgeführt worden. Während sich in der Folge südlich des Erdfallsees Trockenrasen (v.a. *Agrostietum tenuis*) einstellten und sich bei gleichzeitiger Beweidung bis heute Grünland gehalten hat, schritt die Sukzession auf der zweiten Fläche, nördlich des Heideweiher, nach einer moos- und flechtenreichen Heidephase schnell zu Pioniergehölzbeständen voran (BASELER 1996).

Während die episodischen, alle Lebensraumtypen betreffenden Störungen durch die Aufgabe landwirtschaftlicher Nutzungen abgenommen haben, hat der anhaltend hohe Besucherstrom (vgl. NEUHAUS-LEPKE 1939, VERHEYEN 1990) zu einer Zunahme vegetations- und tierökologisch wirksamer Störungen geführt, die jedoch im Gegensatz zur Heidenutzung permanent und räumlich konzentriert erfolgen: Seitdem die Schutzgebietsverordnung das Baden und Schlittschuhlaufen verboten hat (vgl. VO. über das Naturschutzgebiet vom 22.3.1930) und die Uferbereiche der größeren Gewässer 1974 wie zuvor die meisten Waldflächen ausgezäunt worden waren (VERHEYEN 1990, Rehage 1998 mdl.), haben sich die trittbedingten vegetationsökologischen Störungen räumlich auf schmale Besucherpfade in den Heiden konzentriert.

4.1.2.2 Bewertung der Beeinträchtigungswirkung

WESTHOFF (1976) stellt als wichtigste anthropogene Rückgangsursache von Pflanzengesellschaften in Schutzgebieten neben „äußere“ auch „innere“ Ursachen, die auf Sukzessionen infolge von Nutzungsänderungen beruhen. Der „Schutz“ wäre dann eine Beeinträchtigung, wenn mit ihm die Aufgabe spezifischer dynamikfördernder Nutzungen einhergeht. Dieser Widerspruch ist bereits für vielen Heidegebiete und -lebensräume thematisiert worden (vgl. u.a. WESTHOFF 1979, SCHAMINEE et al. 1992, VAN DAM & BUSKENS 1992, VAHLE 1995). Im folgenden soll für die einzelnen Lebensräume des Kerngebietes bewertet werden, inwieweit vom Nutzungswandel Beeinträchtigungen für die gefährdeten Heide- und Heideweiher-Lebensgemeinschaften ausgehen.

Erdfallsee und Westufer des Großen Heiligen Meeres

Am **Erdfallsee** sind die Protopedonbereiche und daran gebundene schutzwürdige *Littorelletea-/ Rhynchosporietum*-Gesellschaften zurückgegangen. Die Abnahme der sandlitorphen *Lobelia dortmanna* hält an. Die Sandlitorale gehen primär auf die geogene Dynamik des Erdfalls zurück. Gehölzsukzessionen (v.a. Gagel) haben später nachweislich zum Rückgang dieser Lebensräume beigetragen. Dieser an sich natürliche Prozeß wurde durch die Aufgabe der Nutzungen in der ursprünglich offenen Heidelandschaft seit den 1920er Jahren und zuletzt durch die Auszäunung des Ostufers, an dem die Heide lange durch Trittbelastungen und Beweidung offen gehalten wurde, gefördert. Die aufgekomm-

menen Uferwälder haben die Wind- und damit die Brandungseinwirkung vermindert und dadurch die Sukzession zusätzlich beschleunigt (vgl. Kap. 3.1.).

Abbildung Abb. 22 zeigt, wie heute in die ehemals offenen Sandlitorale des Erdfallsees und in die dort wachsenden *Littorella*-Rasen Gagel und Schilf eindringen. Dadurch wird die Brandungsdynamik weiter vermindert, so daß sich Detritus ablagern kann.

Für *Littorella uniflora* und die zweite Leitart oligotropher Lebensräume, *Lobelia dortmanna*, stehen trotz der Sukzession nach wie vor offene Protopedonbereiche als potentielle Lebensräume zur Verfügung, die jedoch vegetationsfrei bleiben. Der deutliche Rückgang von *Lobelia* seit etwa 1980 war zudem nicht mit einer gleichzeitigen Zunahme der Gehölz- und Schilfbestände verbunden. Es scheint demnach noch weitere Rückgangursachen, zu geben, die im Zusammenhang mit den Stoffeinträgen an späterer Stelle eingeschätzt werden sollen (Kap. 4.2.).



Abb. 22: *Littorella uniflora*-Rasen im Kontakt zu Gagel- und Schilfbeständen am Ufersaum des Erdfallsees.

Am Westufer des **Großen Heiligen Meeres** kann neben dem Nährstoffeintrag, der vornehmlich von der Meerbecke ausging (Kap. 4.2., KRIEGSMANN 1931, POTT et al. 1998), auch der Nutzungswandel den Rückgang oligotropher Arten gefördert haben. Hier hatte das Vieh freien Zugang und Boote legten an (Tab. 14). SCHWAR (1900) beschrieb dort zum Jahrhundertwechsel große *Littorella*-Bestände, und eine paläoökologische Untersuchung des Seesedimentes bestätigt die enge zeitliche Bindung dieser sandoligotropher Art an die Phase der Heidenutzung (Barth 1999 mdl.). Die ersten vegetationskundlichen Untersuchungen aus den 1940er und 1950er Jahren (BUDE 1942, RUNGE 1957) dokumentieren bereits die Endphase der Verdrängung sandoligotropher Arten.

Heideweiher

Am **Heideweiher** ist nach den bisherigen Erkenntnissen ein Wendepunkt in der Sukzession ab den 1970er Jahren erkennbar. Seitdem sind die zyklischen sandoligotropheren Pha-

sen ausgeblieben (Kap. 3.1.). Etwa im gleichen Zeitraum sind aus vielen anderen nordwesteuropäischen Sandgewässern Dystrophierungen bekannt geworden, die mit versauernden Depositionen in Zusammenhang gebracht werden (u.a. ARTS et al. 1990, VAN DAM & BUSKENS 1992, KAPLAN 1993). Eine Reihe von Autoren führt als weiteren begünstigenden Faktor das gegenüber der historischen Heidelandschaft veränderte Störungsregime an (u.a. SCHAMINEE et al. 1992, VAHLE 1995, URBAN 1999). Für den Heideweiher lassen sich direkte menschliche Störungen noch kurz vor der Schutzgebietsausweisung belegen, und geht man von der fortgeschrittenen Bewaldung im Umfeld aus (Tab. 14, Tab. 15, Abb. 14), war auch die lokalklimatische Dynamik durch Wind, Einstrahlung und Wasserstandsschwankungen früher größer als heute. Dies begünstigte die Dystrophierung. Welchen Stellenwert jedoch die Faktoren Deposition, Änderung des Störungsregimes oder auch die subrosionsbedingte Gewässereintiefung für den Sukzessionsverlauf hatten, läßt sich anhand des vorliegenden Datenmaterials nicht weiter differenzieren.

Heiden

Aus den nicht mehr genutzten Heideflächen sind Wälder entstanden. Dadurch wurden vor allem feuchte **Heiden** dezimiert und zumindest lokal, wie im Nordwesten des Großen Heiligen Meeres, gefährdete Begleitarten wie *Gentiana pneumonanthe* oder *Dactylorhiza maculata* verdrängt. Der Nutzungswandel ist in dieser Hinsicht als Beeinträchtigung zu werten. Jedoch auch in den heute noch offenen, beweideten Heiden fehlen die von früher bekannten gefährdeten Begleitarten, und viele der schutzwürdigen Zwergstrauchheiden sind vergrast (Kap. 3.1.). Auch daran kann ein verändertes Störungsregime beteiligt sein. RUNGE (1957) vermutet, daß *Lycopodium inundatum* durch den fehlenden Plaggenhieb ausgestorben ist. WITTIG & HELLBERG (1999) können in einem anderen Feuchtheidegebiet die Bedeutung der kurzzeitigen Rinderbeweidung, wie sie auch am Heiligen Meer betrieben wurde, für die Regeneration von Arten wie *Narthecium ossifragum*, *Pedicularis sylvatica*, *Salix repens*, *Briza media*, die auch im Schutzgebiet zurückgegangen sind, belegen. Andererseits gibt es auch heute in allen Teilen des Kerngebietes noch offenen Sand durch Kaninchen, Schafe und das nur schwach im Sand verwurzelte Moos *Campylopus introflexus*, die aber offenbar zur Regeneration der zurückgegangenen Heidearten ungeeignet sind. Auch hier läßt sich anhand der vorliegenden Informationen nicht klären, ob stoffliche Belastungen aus Depositionen oder ob die von der historischen Nutzung abweichenden Pflegemaßnahmen die Ursachen des Artenrückgangs sind.

4.1.2.3 Steuerungsmöglichkeiten

Die Beeinträchtigungsanalyse hat gezeigt, daß sich der Rückgang der Lebensraumdynamik infolge des Nutzungswandels negativ auf Heide- und Heideweiher-Lebensgemeinschaften auswirkt, deren Schutz und Förderung im Sandgebiet vordringlich ist (vgl. Kap. 3.2.1.). Wenn es gelingt, die Lebensraumdynamik nach historischem Vorbild zu reaktivieren, und wenn die stofflichen und populationsbiologischen Voraussetzungen erfüllt sind, kann das Umweltqualitätsziel erreicht werden. Die möglichen Handlungsziele hierfür werden zusammen mit den Argumenten, die für Umsetzungsentscheidungen erforderlich sind, in Tab. 16 aufgelistet. Übergeordnetes Handlungsziel ist es, die bisherige Pflege durch stärkere Eingriffe, die episodisch erfolgen (>1 Jahr) und die zum Teil die natürliche Winddynamik reaktivieren, zu ergänzen. Dazu gehören Maßnahmen wie Plaggen, Gehölze entfernen oder eine gesteuerte Beweidung, mit der eine kurzfristige, starke, unselektive Beweidung mit entsprechenden Narbenschäden zu erzielen ist. Die status-quo-orientierte Pflege nähert sich damit einer temporär prozeßorientierten Naturschutzstrategie an (vgl. Kap. 3.2.1.).

Anders als im Sandgebiet sollen im moorigen östlichen Teil des Kerngebietes ungestörte Entwicklungsprozesse zugelassen bzw. gefördert werden, mit der Konsequenz, daß direkte Nutzungseinflüsse durch Besucher oder Angler möglichst ferngehalten werden („abschirmender prozeßorientierter Naturschutz“, Kap. 3.2.1.). Dies ist vor allem durch Wegesperrungen zu erreichen.

Tab. 16: Mögliche Handlungsziele zum Reaktivieren der Lebensraumdynamik nach dem Vorbild früherer Nutzungseinflüsse und Entscheidungsgrundlagen für die Zielfestlegung.

Umweltqualitätsziel Handlungsziel	Pro (Effektivität / Synergismen)	Contra (Risiko/Zielkonflikt)	Optimierungsmöglichkeit
Heidegesellschaften und Trockenrasen in unterschiedlichen Altersstadien / Regenerationsnischen für gefährdete Begleitarten => Plaggen vergraster, überalterter Heiden	a) erfolgreiche Regeneration von Beständen des <i>Ericetum tetralicis cladinetosum</i> und <i>Geministo-Callunetum typicum et molinietosum</i> im Gebiet (RUNGE 1979, 1983) und in anderen nordwesteuropäischen Heiden (u.a. BOBBINK & HEIL 1993, TORNEDE & HARRACH 1998) b) der Biomasseentzug kompensiert z.T. die erhöhten Stickstoffdepositionen (PFADENHAUER 1993)	- Schädigung der Populationen schutzwürdiger Lebensgemeinschaften vor allem bei großflächigem und zu tiefem Plaggen (MÜLLER et al. 1997) - beschleunigtes Gehölzaufkommen (BEHLERT 1993)	- kleinflächig fortschreitendes, manuelles Vorgehen (GIMMINGHAM 1994) - Belassen des Ah-Horizontes (DIEMONT & LINTHORST HOMAN 1989, MÜLLER et al. 1997) aber Entfernung der Überdauerungsorgane der Grasarten (LINDEMANN 1993) - Aussparen unvergraster nasser Heiden (<i>Ericetum tetralicis sphagnetosum</i>) - Diasporenausbringung durch Mäh- und Plaggut (vgl. RODE 1998)
Regenerationsnischen gefährdeter Heideweierarten => Uferplaggung/ Sedimententfernung	a) erfolgreiche Managementbeispiele aus anderen Gebieten (vgl. VAN DAM & BUSKENS 1993, WITTIG 1996, BROUWER & ROELOFS 1998, RAABE & VAN DE WEYER 1998) b) günstige Voraussetzungen am Heideweier: - noch in den 1970er Jahren kamen <i>Littorellion</i> -Arten vor (vgl. Kap. 3.2.2) - der Grundwasserzustrom erhöht die Pufferkapazität im Vergleich zu allein regenwassergespeisten dystrophierten Gewässern des selben Typs - im Gegensatz zu den Litoralen des GHM u. Efs erschweren Gehölze u. Sumpfpflanzen die Sedimententnahme wenig c) Maßnahmen sind zugleich Ersatz für nutzungsbedingte Stoffentzüge	- Schädigung der Populationen schutzwürdiger dystrophenter Lebensgemeinschaften - Vernichtung des Diasporenpools bei zu tiefer Sedimententnahme (KOHN 1993) - beschleunigte Redystrophierung: in anderen Sandgewässern innerhalb von <10 Jahren (KAPLAN 1993, WITTIG 1996, URBAN 1999)	- Beschränkung auf Brandungsufer - Versuche auf kleiner Fläche unter Belassung von Sedimentresten (vgl. KOHN 1993) - manuelle Sedimententnahme, wenn die Uferbereiche bei niedrigem Wasserstand trockengefallen sind (VAHLE 1990) - Stabilisierung durch gleichzeitige Erhöhung der Winddynamik
Offene Zwergstruchheiden / Regenerationsnischen für gefährdete Heide- und Heideweierarten => Gesteuerte Beweidung (kurz u. intensiv, Schafe u. Rinder) durch flexible Zäune in Heiden und an Gewässerufem	Positive Erfahrungen a) im NSG bei der Offenhaltung der Heiden (BEYER 1968, REHAGE 1998 mdl.) b) aus anderen nordwesteuropäischen Trocken- u. Feuchten Heiden zur - Gegensteuerung von Vergrasungen (u.a. TORNEDE & HARRACH 1998, WITTIG & HELLBERG 1999), - Standortdiversifizierung (u.a. GIMMINGHAM 1994) c) zur Regeneration oligotropher Litorallebensräume (VAN DAM 1987)	- Kotbelastung und Vergrasung bei dauerhaft hohen lokalen Beweidungsdichten (GIMMINGHAM 1994) - Störung von Besuchern	- Koppelung der Tiere außerhalb der Heiden/Gewässerufer bei Zufütterung im Winter, ggf. auch ganzjährig über Nacht - Rinder nur in Bereichen ohne Besucher - Besucherlenkung und -information

Umweltqualitätsziel Handlungsziel	Pro (Effektivität / Synergismen)	Contra (Risiko/Zielkonflikt)	Optimierungsmöglichkeit
Offene Zwergstrauchheiden / Regenerationsnischen für gefährdete Heide- und Heideweiher-Arten => Gehölze entfernen in Heiden und an Gewässerufem	Verminderung autochthoner Nährstoffeinträge durch: - Laubeintrag (vgl. PSENNER 1984); - N-Bindung u. N-Einträge durch Erlensymbiose	- Schädigung der Populationen schutzwürdiger gefährdeter Gebüsch- und Waldgesellschaften	- Eingriffe auf Hauptwindrichtung beschränken - Eingriffe nur in Bestände mit mäßiger oder geringer Schutzwürdigkeit (vgl. Abb. 20)
		- plötzliche Stofffreisetzung/ Eutrophierungen durch Mineralisierung organischer Auflagen u. erhöhte Auswaschung (KREUTZER 1981, JENTSCH et al. 1999)	- Eingriffe auf Hauptwindrichtung beschränken - Eingriffe nur in Bestände mit geringer Humusakkumulation (zugleich gering/mäßig schutzwürdig, s.o.): trockene <i>Betulo-Quercetum</i> -Bestände, Kiefern-Mischwälder, <i>Molinia-Betula pubescens</i> -Wälder - nachfolgendes Plaggen
		- Zerstörung von Immissionschutzgürteln	- ggf. Ersatzpflanzung für größerem Abstand (vgl. Kap. 4.2.4)
Ersatzlebensräume gefährdeter Heide- und Heideweiher-Arten => Abschieben des Oberbodens landwirtschaftlicher Nutzflächen nach Aushagerung	a) Teilerfolge bei Versuchen der Heidereneration im Gebiet, d.h. Entwicklung von Sandtrockenrasen („Attermeyerwiese“, vgl. RUNGE 1991), und von Heidefragmenten (Acker nördlich Heideweiher, vgl. BASELER 1996), jedoch nur vereinzelt Etablierung gefährdeter Arten b) erfolgreiche Regeneration von Heideweiherarten in ehemaligen Lebensräumen unter Extensivgrünland und Heiden in anderen Gebieten Nordwestdeutschlands (KAPLAN & LENSKI 1989, KAPLAN & MUER 1990, DRENGEMANN et al. 1995, WITTIG 1996).	- ggf. fehlender Diasporenpool	- Bodensondierung (Suche nach Torf- und Heidehumusschichten) - Ausbringung von diasporenhaltigem Mähgut/Plaggmaterial

4.2 Stoffeinträge in die Lebensräume des Kerngebietes

Die Trophiezunahme im Schutzgebiet ist offenkundig, und die Intensivierung interner Stoffströme ist als Konsequenz meßbar (vgl. POTT et al. 1998 an Litoralern). Noch zu klären ist jedoch, welchen Stellenwert die Stoffeinträge und darunter speziell die anthropogenen Einträge bei der Sukzessionsbeschleunigung und Strukturveränderungen der besonders schutzwürdigen Lebensräume haben und wie die Belastungspfade verlaufen. Die Untersuchungen zum Stoffeintrag entsprechen methodisch einer „ökologischen Risikoanalyse“ nach BACHFISCHER (1978) und SCHOLLES (1997), die hier in zwei miteinander verbundene Teile auf der Immissions- sowie auf der Emissionsseite der Stoffflüsse unterteilt wird. Abb. 23 stellt die Abfolge der Risikoanalyse und die Einbindung in den Planungsablauf dar.

Im folgenden Kapitel stehen zunächst die Immissionen ins Kerngebiet im Mittelpunkt: In Kapitel 4.2.1. werden die stofflichen Wirkfaktoren und Eintragungspfade untersucht. In den Bewertungskapiteln (Kap. 4.2.2., 4.2.3.) werden die Belastungswirkungen auf die schutzwürdigen Lebensräume (Seen, Heideweiher und Kolke, Heiden) in der Vergangenheit (Vegetationswandel), in der Gegenwart (Lebensbedingungen der heutigen Vegetation) und für die Zukunft (Regenerations- und Entwicklungsbedingungen) bewertet, wobei die

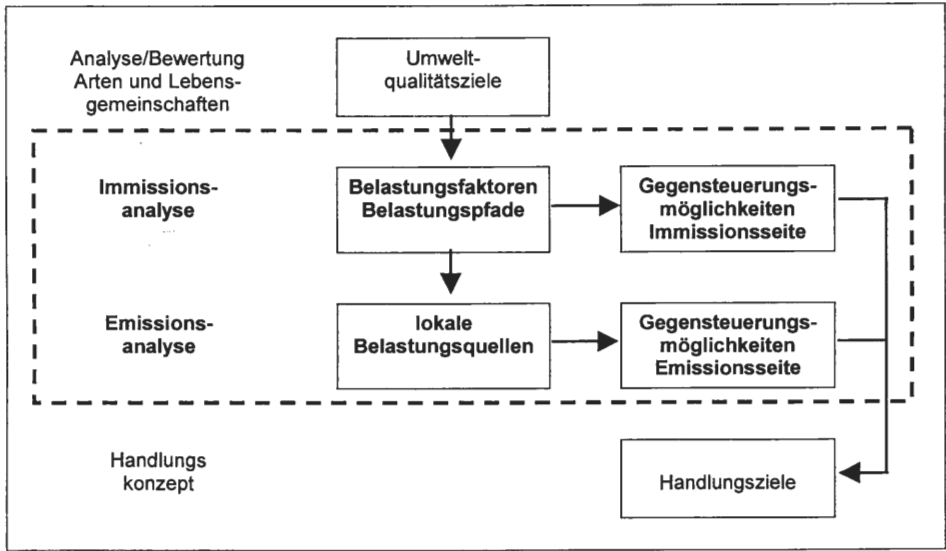


Abb. 23: Ablauf und Ziele der stofflichen Belastungsanalysen im Rahmen der Naturschutzplanung.

Wirkungen der Stoffeinträge so weit wie möglich von denen des Nutzungswandels zu differenzieren sind.

Aus den Belastungspfaden werden Risikozonen im landwirtschaftlich genutzten Umfeld abgeleitet. Abschließend werden die Gegensteuerungsmöglichkeiten an der Immissionsseite dargestellt (Kap. 4.2.4.). Die Belastungspfade und Risikozonen bilden Anknüpfungspunkt der emissionsbezogenen Risikoanalyse im Umfeld des Kerngebietes (Kap. 4.3.).

4.2.1 Potentielle Wirkfaktoren und Eintragspfade

Direkteinträge

Da das Kerngebiet allseits durch Wege, Gräben und Gehölzstreifen einen mindestens 10 m breiten Distanzstreifen zu den landwirtschaftlichen Nutzflächen aufweist, ist ein direkter Stoffeintrag durch ungenau eingestellte Mineraldüngerstreuer, Spritzgeräte oder Güllefässer vernachlässigbar (siehe Abwehung partikulärer Nährstoffe, Kap. 4.3.1.4.). Direkte Stoffeinträge können von Besuchern des Gebietes ausgehen. Die Vegetationsanalyse der Wegausläufe im NSG erbrachte jedoch keine Anzeichen eines Nährstoffeintrags (VERHEYEN 1990). Stickstoffzeigende Pflanzen kommen im Kerngebiet nur auf ehemals landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Flächen sowie an den Grenzen zu landwirtschaftlich genutzten Flächen und zur Ibbenbürener Straße (L504) vor (vgl. TERLUTTER 1995). An den Randstreifen der L504, die durch das Schutzgebiet führt, wurden bis in die 1980er Jahre Blattschäden bei Gräsern (*Lolium perenne*, *Bromus mollis*) festgestellt, die auf Abgas- und Schwermetallbelastungen zurückgeführt wurden (HOLTZ et al. 1965, NOWACK 1980). Im NSG selbst konnten derartige Beobachtungen bislang nicht gemacht werden.

Grundwasserpfad

Die langjährige Beprobung eines dichten Grundwasser-Meßstellennetzes im Kerngebiet konnte anthropogen erhöhte Nitrat- und Chlorideinträge sowie, begrenzt auf die Randbe-

reiche, Kaliumeinträge der lokalen landwirtschaftlichen Nutzung zuordnen (WEINERT et al. in diesem Band). Durch die geringe Sorption in der Bodenmatrix werden Chlorid und Nitrat advektiv mit dem Grundwasserstrom verlagert und können so bis in das Kerngebietsinnere vordringen. Die wichtigsten Transportmechanismen gelöster Stoffe vom Grundwasser in die Lebensräume des Kerngebietes sind Advektion und Diffusion in der Sättigungszone des Bodens und in Gewässern sowie kapillarer Aufstieg und Wurzelaufnahme. Damit grenzt sich die Zahl potentiell belasteter Biozönosen auf die aquatischen, semiterrestrischen und durch tiefwurzelnde Gehölze geprägten Lebensräume ein, d.h. Gewässerpelagiale und -litorale, Feuchtheiden, -grünland und -gebüsche sowie Erlen- und Eichen-Wälder (vgl. Tab. 9, Tab. 10). Der Flächenanteil dieser gefährdeten Lebensräume liegt bei etwa 57 % im Kerngebiet. Lokal können organische Lagen (Niedermoor torf) den Austausch hemmen. Dies wurde bei einer Reihe von Kolken des Kerngebietes (WEINERT et al. in diesem Band) und den Birkenbruchwäldern (PUST et al. 1997) nachgewiesen. Für die herkunftsorientierte Analyse der Belastungspfade ist das Höhengniveau der Kontaktzone zwischen Grundwasser und Lebensraum von Bedeutung, da sich darüber die Einzugsgebiete einschätzen lassen. Aufgrund der vertikalen Komponente des Grundwasserflusses zum Rezeptor beschränkt sich das Einflußgebiet der Lebensräume, die im Kontakt zum oberflächennahen Grundwasser stehen (Feuchtheiden, -grünland, -gebüsche, flache Gewässer), in erster Linie auf die direkt angrenzenden Flächen, die in der Regel innerhalb des Kerngebietes liegen (vgl. WEINERT et al. in diesem Band). Das Große Heilige Meer und der Erdfallsee und alle mit ihrem Wasser in Kontakt stehenden Lebensräume sind darüber hinaus an tiefere Grundwasserschichten angebunden und verfügen damit über größere Einzugsgebiete, zumal durch die Vorflutfunktion zusätzlich Wasser aufsteigen kann (WEINERT et al. in diesem Band). Auch die tiefwurzelnden, erlenreichen Gehölzbestände der Litorale erreichen nach Beobachtungen von PUST et al. (1997) am Großen Heiligen Meer tieferes Grundwasser.

Die Einzugsgebiete des Großen Heiligen Meers und des Erdfallsees können bezogen auf die Seebecken unter Berücksichtigung der Grundwasserfließrichtung, die im großräumigen Maßstab aus süd-südöstlicher Richtung erfolgt, sowie aus der Abstandsgeschwindigkeit und der vertikalen Grundwasserbewegung berechnet werden. In maximaler Ausdehnung, unter Annahme eines Grundwasseraufstiegs, ergibt sich ein Gürtel um die Seen, der in südlicher Richtung etwa 1000 m breit ist (WEINERT et al. in diesem Band).

Die besondere Gefährdung der tiefen Gewässer und Erlenwälder durch landwirtschaftliche Schadstoffe im Grundwasser schließt nicht aus, daß auch andere Lebensräume durch längerfristige Stoffumsetzungen betroffen sein können, z.B. in Waldökosystemen durch Laubfall (vgl. PUST et al. 1997).

Eine Gleichsetzung des Grundwassereinzugsgebietes mit dem Einflußgebiet der mobilen Stoffe Nitrat und Chlorid setzt einen zeitlich und räumlich linearen advektiven Stofffluß voraus, der allein auf physikalisch-geologischen Faktoren beruht. Die tatsächliche Transporteffizienz hängt jedoch von einer komplexeren Faktorenkonstellation ab. So gibt es Hinweise auf eine Denitrifikationsaktivität im Grundwasserleiter. Zudem ist es denkbar, daß die südlich am Schutzgebiet entlang fließende Meerbecke als Vorfluter Grundwasser vom Gebiet fernhält bzw. durch den Aufbau eines reduktiven Milieus die Ammonifikation und Denitrifikation fördert (WEINERT et al. in diesem Band).

Oberflächenwasser

Die Bedeutung externer Stoffeinträge mit dem Oberflächenwasser hat abgenommen, seitdem die Anbindung der Gewässer und Feuchtlebensräume an das Vorfluternetz im Zuge der Flurbereinigung unterbunden worden ist. Die heute im Kerngebiet noch sichtbaren Reste des Dränagesystems sind abgekoppelt bzw. entwässern in Umlaufgräben entlang

der Gebietsgrenzen. Die Meerbecke kommt durch ihren geringen Abstand zum Kerngebiet als potentielle Eintragsquelle nach wie vor in Frage. PUST (1993) und PUST et al. (1997) konnten zeitweise deutlich erhöhte Sulfat, Chlorid und Schwermetallgehalte messen und die Herkunft einem Steinbruch im Einzugsgebiet des Baches zuordnen. Darüber hinaus zeigten die anorganischen Stickstoffverbindungen und Phosphat erhöhte Werte (HAGEMANN et al. in diesem Band).

Bei Hochwassersituationen bestehen kurzfristige Kontakte zum Vorfluternetz, wie zuletzt im Oktober 1998, als Oberflächenwasser aus der Meerbecke und aus den Umlaufgräben in das Gebiet und die Gewässer gelangte und das über die Ufer getretene Kleine Heilige Meer im Kontakt zu den umgebenden Weideflächen stand (HAGEMANN & PUST 1999). Durch Hochwassereinträge sind vor allem die Lebensräume am Großen Heiligen Meer sowie die im Osten an die Meerbecke grenzenden Waldbereiche gefährdet.

Im Erlenbruchwald, der am Südostufer des Großen Heiligen Meeres an die Meerbecke angrenzt, deuten erhöhte Salzkonzentrationen im Sicker- und Grundwasser (v.a. Sulfat, Chlorid) auf eine Infiltration von Meerbeckewasser hin (PUST et al. 1997). Die Beeinträchtigungsrisiken durch Infiltration aus der Meerbecke haben abgenommen, da die Wasserspiegelerhöhungen, die durch abgepumptes Wasser aus dem nahen Steinbruch verursacht wurden und die wesentlich für influente Verhältnisse verantwortlich waren, seit 1998 abgestellt worden sind.

Eine zeitweilige Infiltration von Oberflächenwasser wird ebenfalls am Westufer des Heideweiher vermutet, wo der Abstand zwischen dem externen Vorfluter und einem alten Grabenrest, der in den Heideweiher führt, nur wenige Meter beträgt (Pust 1998 mdl.).

Luftpfad

Daten liegen zur Niederschlagsdeposition (bulk deposition) vor, die jedoch von den trocken deponierten Stoffen nur den sedimentierten Anteil erfassen. Danach konnte NIEHAUS (1996) im Freiland-Niederschlag anthropogen erhöhte Stickstoffeinträge (9 kgN/ha•a) und Sulfateinträge (51 kgSO₄²⁻/ha•a) messen. Neuere Messungen aus dem Jahr 1998 erbrachten höhere Stickstoffdepositionen von 19 kgN/ha•a, die sich auf 7,7 kgNO₃⁻-N/ha•a und 11,1 kgNH₄⁺-N/ha verteilen (HAGEMANN et al. in diesem Band). Die als bulk-Deposition gemessenen Stoffanteile unterliegen überwiegend der Fernverbreitung (ERISMAN & BLECKER 1997, ASMAN et al. 1998) und sind daher auf lokaler Ebene nicht steuerbar. Für den als Ammoniakgas vornehmlich aus lokalen Quellen stammenden und damit prinzipiell einer lokalen Steuerung zugänglichen Stickstoff-Anteil an der Gesamtdeposition haben die Niederschlagsmessungen keine Aussagekraft. Der lokale Ammoniaktransport unterliegt konvektiven Kräften, so daß die Hauptwindrichtung Einfluß auf das Depositionsgeschehen hat (vgl. SUTTON et al. 1998, ASMAN et al. 1998). Entscheidend für Emission und Deposition sind Diffusionsprozesse entlang von Konzentrationsgradienten zwischen Oberflächen und der Atmosphäre (Asman 1994). Die Lage des Kompensationspunktes entscheidet, ob von einer Fläche Emissionen ausgehen oder eine Deposition stattfindet. Da im Kerngebiet abgesehen von einer extensiven Schafbeweidung starke Ammoniakquellen fehlen, sind Ammoniakflüsse von den Ackerflächen und Weiden des Heiligen Feldes als Netto-Quellen in das Gebiet sehr wahrscheinlich.

Der Depositionsbeitrag der Ammoniakquellen nimmt mit zunehmender Entfernung kontinuierlich ab. Überträgt man das empirisch validierte Transportmodell, das ASMAN et al. (1998) für ein fiktives Naturschutzgebiet in landwirtschaftlich genutzter Umgebung entwickelt haben, auf das NSG Heiliges Meer, würde die Hälfte der trockenen Ammoniakdeposition im Gebiet aus einem Umkreis von 3 km stammen und aus einem nur 1,5 km breiten Gürtel immerhin noch 40 %.



Abb. 24: Nährstoffreiche Bodenpartikel, die z.B. von offenen Ackerböden abgeweht werden (oben) und Ammoniakgas, das bei der Gülleausbringung freigesetzt wird (unten) sind potentielle Belastungsfaktoren, die über den Luftpfad in das Kerngebiet gelangen können; Aufnahmen von direkt angrenzenden Parzellen.

Das Untersuchungsgebiet wird in Hauptwindrichtung auf 1,5 km ausgedehnt, weil innerhalb dieser Distanz ein wesentlicher Anteil der belastenden Ammoniakemissionen erfaßt werden kann und zugleich das Gebiet nicht zu groß für umsetzungsorientierte Steuerungsmaßnahmen ist.

Auch um die lokalen Eintragsrisiken partikulärer Nährstoffe aus Bodenerosion und Mineraldüngung einschätzen zu können, ist die Windrichtung, v.a. die Richtung erosiver Winde wichtig. Geht man vom Schwellenwert >7 m/s in 10 m Höhe ($>5,3$ m/s in 4 m Höhe; Windgeschwindigkeiten als Stundenmittelwert) bei 0 mm Niederschlag und <60 % Luftfeuchte aus (nach BEINHAUSER & KRAUSE 1991, BEINHAUER 1992 und FRIELINGHAUS & FUNK 1992), dann ergeben sich im dreijährigen Meßzeitraum im NSG (1996-1998) die

Hauptrichtungen SSW (36 %), SW (32 %) und WSW (21 %) als Hauptrichtungen erosiver Winde. Der Schwerpunkt der Ereignisse lag in den Monaten Februar und Mai. West-/Südwestwetterlagen (Tief über der Nordsee) und die niederschlagsarmen stabilen Ostwetterlagen (Hoch über Skandinavien) gelten in Deutschland als besonders erosionsgefährdet (RICHTER 1965). Letztere erreichten jedoch im Untersuchungszeitraum den Erosionsschwellenwert nicht. Daher gehen vor allem von den landwirtschaftlichen Nutzflächen in den Richtungen SSW bis WSW, und dabei wiederum von den direkt angrenzenden Schlägen, Risiken für das Kerngebiet aus.

4.2.2 Bewertung der Belastungswirkung

Belastung der Seen

Am Großen Heiligen Meer thematisieren bereits BUDDE (1942), SCHROEDER (1957) und RUNGE (1957) Belastungen durch anthropogene Eutrophierungen. Sie sehen in menschlichen Nährstoffeinträgen die Ursache der Röhrichtausbreitung und begründen ihre Annahme mit der Vorfluteranbindung über die Meerbecke und die Nähe landwirtschaftlicher Nutzflächen. Auch die landschaftsgeschichtlichen und -ökologischen Erkenntnisse sprechen hierfür: Im Heiligen Feld und im Einzugsgebiet der Meerbecke lagen zahlreiche vermoorte Bodensenken, die als Stoffsenken fungierten. Durch die verstärkte Entwässerung und Kultivierung der Niedermoore seit der Markenteilung in der letzten Hälfte des 19. Jahrhunderts wurde dieser Prozeß umgekehrt und Stoffe durch Torfmineralisierung freigesetzt. Spätestens seit der Flurbereinigung waren die Gewässer des Schutzgebietes die einzigen verbliebenen Stoff-Senken. Sie lagen im Zentrum des intensivierten Stoffstroms im Grund- und Oberflächenwasser (vgl. Kap. 2). Über die Meerbecke müssen erhebliche Nährstoffmengen ins Kleine und Große Heilige Meer gelangt sein. Beide werden heute aus hydrochemischer und biologischer Sicht als eutroph eingestuft (POTT et al. 1996). Bereits die erhöhten pH-Werte und Kohlenstoffgehalte machen deutlich, daß die Eutrophierung und damit der Lebensraumverlust für die noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts im Großen Heiligen Meer nachgewiesenen Heideweiherarten irreversibel ist.

Auch für den wesentlich jüngeren Erdfallsee vermutet BUDDE (1942: 281) den „Einfluß von Kulturflächen“ durch die enge Benachbarung. RUNGE (1985) sieht Guanotrophie als Auslöser für die starke Schilfzunahme am Erdfallsee Ende der 1960er Jahre und vermutet einen Zusammenhang zwischen eutraphenten Arten am Westufer und der Einmündung von Gräben aus umliegenden landwirtschaftlichen Flächen. Das gleiche gilt für die Zunahme eutraphenter Arten im Heideweiher in den 1950er Jahren (RUNGE 1957).

Zumindest im Sinne der klassischen Bedeutung, nämlich der Zunahme der Primärproduktion autotropher Organismen (Plankton, höhere Wasser- und Sumpfpflanzen) fehlen seit den 1960er Jahren, nachdem die Seen von den oberirdischen Zuflüssen abgekoppelt waren, Eutrophierungshinweise. Soweit vergleichbare hydrochemische Daten von früher vorliegen, lassen sich für die großen Seen auch keine Zunahmen der pflanzlichen Hauptnährstoffe im Wasser nachweisen (POTT et al. 1998).

Anders als beim Großen Heiligen Meer gibt es am Nordost-, Ost- und Südufer des Erdfallsees noch reinen Protopedon als schmalen Saum im Brandungsbereich und flächig zwischen Schilfhalmen. Dennoch gehen die *Littorellion*-Arten zurück (vgl. Veränderungsprozesse, Kap. 3.1.). Die pH-Werte im Wasser liegen, wie in den 1940er Jahren, nahe dem Neutralpunkt, und es fehlen *Sphagna* als Dystrophiezeiger. Beides widerspricht Versauerungsvermutungen. Ein Vergleich zwischen den Stoffkonzentrationen, die heute im Litoral des Nordostufers gemessen werden, mit den Werten verschiedener *Littorellion*-Vorkommen, geben einzig beim Stickstoff einen vagen Hinweis auf erhöhte Gehalte (vgl.

Tab. 17). Durch seine hohen Stickstoffgehalte unterscheidet sich zudem das Pelagial des Erdfallsees deutlich von dem des Großen Heiligen Meeres. Ob das auf Einträge hinweist oder doch nur von der geringen organischen Produktion herrührt, die den Stickstoff nicht verwerten kann, ist nicht zweifelsfrei zu klären. Es fehlen biologische Hinweise auf eine Eutrophierung des Wassers wie z.B. Planktontrübung, eine Zunahme von Pleustophyten (*Riccia fluitans*, *Lemna minor*), ein Luxuswachstum untergetauchter Makrophyten (z.B. *Myriophyllum alterniflorum*), die von anderen ehemaligen *Littorelletea*-Fundorten beschrieben werden (ROEFOFS 1983, ARTS et al. 1990).

Tab. 17: Vergleich der physikochemischen Eigenschaften rezenter *Littorellion*-Vorkommen in Nordwesteuropa mit den Werten vermuteter ehemaliger Vorkommen im NSG Heiliges Meer (jeweils Messungen im Litoral an der Wasseroberfläche; Efs = Erdfallsee, SBV = Säurebindungsvermögen in mmol(eq)/l; PO_4^{3-} , NO_3^- , NH_4^+ , anorg. N in (mol/l)).

Ort	Vegetation/Sediment	pH	SBV	PO_4^{3-}	anorg. N	$NO_3^-:NH_4^+$	Autor
Rezente <i>Littorellion</i>-Fundorte							
Erdfallsee (Nordostufer) u. andere Gewässer in Nordwesteuropa	<i>Littorellion</i> -Artengruppe / Protopedon	>5	0,1-0,5 ¹	<0,5	<10	$NO_3^- \gg NH_4^+$ ²	POTT (1983) (Efs), ROELOFS (1983), ARTS et al. (1990), MACHARACEK (1996) (Efs)
Ehemalige <i>Littorellion</i>-Fundorte im NSG							
Erdfallsee (Nordostufer)	makrophytenfrei / Protopedon, stellenweise mit Auflage (Laub)	6,7	0,3	0,2	11,4	8:12	MACHARACEK (1996) HÖLTER (1998)
Heideweiher (Ostufer)	<i>Sphagnetum cuspidatobesi</i> / Dy	4,8	<0,1	0,4	60,9	22:72	HASSE (1994), SBV nach KOHN (1992)

¹ Abweichung bei ARTS et al. (1990): SBV = 0,1-2 mmol(eq)/l

² Abweichung bei POTT (1983): $NO_3^-:NH_4^+ = 4:11$ mg/l

Möglicherweise gibt es neben der fortschreitenden Gehölzsukzession an den Ufern (Kap. 4.1.2.2.) weitere Rückgangsfaktoren, die auch nicht mit einer Eutrophierung des Wassers verbunden sind. In Versuchen konnten ROBE & GRIFFITH (1994) eine direkte Schädigung von *Littorella uniflora* durch ein erhöhtes Nitratangebot nachweisen, auf das die Pflanze nicht mit einer höheren, sondern mit einer verringerten relativen Wachstumsrate reagierte. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf.

Auch wenn sich die stofflichen Hintergründe des Vegetationswandels in diesem Fall nur unvollständig aufklären lassen, spricht die folgende Indizienkette für ein Beeinträchtigungsrisko durch anthropogene Stickstoffeinträge und für einen Gegensteuerungsbedarf:

- Hinweise auf Schädigungen schutzwürdiger oligotropher Arten durch hohe Stickstoffgehalte (s.o.)
- Hohe Stickstoffgehalte im Pelagial und Litoral des Erdfallsees (POTT et al. 1998, vgl. Tab. 17)
- Anbindung des Erdfallsees an das Grundwasser (WEINERT et al. in diesem Band)
- Stark erhöhte Stickstoffgehalte im Grundwasser in Anströmungsrichtung (vgl. PUST 1993, WEINERT et al. in diesem Band)
- Räumliche, zeitliche und stoffliche Indizien für eine Herkunft aus der ackerbaulichen Nutzung angrenzender Flächen (PUST 1993, WEINERT et al. in diesem Band).

Dem eutrophen Großen Heiligen Meer fließt aus südlicher Richtung Grundwasser mit nur geringen Nitrat-, jedoch hohen Sulfatgehalten zu (WEINERT et al. in diesem Band). Sie können aus den Abwasserfrachten der Meerbecke stammen (PUST et al. 1997). Eine andere Erklärungsmöglichkeit ist die Herkunft aus der Denitrifizierung, so daß hieraus auf eine

potentielle Nitratgefährdung zurückgeschlossen werden kann (WEINERT et al. in diesem Band). Die schutzwürdigen Relikt-Lebensgemeinschaften nährstoffarmer Phasen im Großen Heiligen Meer (z.B. *Nymphaetum albae*, *Littorello-Eleocharitetum*, *Myriophyllum alterniflorum*-Gesellschaft) müssen vorbehaltlich genauerer Wirkungsanalysen als empfindlich gegenüber weiteren Nährstoffeinträgen gelten, so daß auch am Großen Heiligen Meer ein Beeinträchtigungsrisiko durch Stickstoffeinträge und ein Gegensteuerungsbedarf besteht.

Die organische Produktion der Gewässer ist überwiegend phosphatlimitiert, so daß ein hohes Belastungsrisiko durch Phosphoreinträge besteht. Angesichts der geringen Verlagerungsgefährdung im Boden und der Abstände potentieller Quellen zu den Seen ist jedoch ein anthropogener Eintrag über den Grundwasserpfad nicht zu erwarten. Jedoch müssen alle übrigen Eintragspfade des Phosphors, partikulär über das oberirdische Wasser und aus der Luft, beachtet werden, um eine plötzliche Eutrophierung zu vermeiden.

Über die ökologische Wirkung der weiteren, anthropogenen Quellen zuzuordnenden Stoffeinträge in das Kerngebiet (Kalium, Chlorid, Sulfat, WEINERT et al. in diesem Band) liegen keine Aussagen vor, die eine wirkungsbezogene Bewertung zulassen. Bei erhöhten Einträgen von Kalium, das in Sandökosystemen Mangelnährstoff ist, sind Eutrophierungseffekte denkbar. Die Nachweise anthropogen erhöhter Gehalte im Grundwasser beschränken sich jedoch auf den Kerngebietsrand (PUST 1993, WEINERT et al. in diesem Band).

Die im Untersuchungszeitraum gemessenen Natrium-, Chlorid- und Sulfatfrachten der Meerbecke sind allein aufgrund ihrer enormen Höhe im Vergleich zum Gebietsdurchschnitt (max. Leitfähigkeit ca. 5fach erhöht, HAGEMANN et al. in diesem Band) als Beeinträchtigungsrisiko speziell für das nahegelegene Große Heilige Meer zu werten. Gleiches gilt für die streusalzbürtigen Chloridgehalte des Grundwassers an der L504 (PUST 1993, WEINERT et al. in diesem Band).

Belastung des Heideweiher und der Heidekolke

Im Heideweiher sind schutzwürdige sand-oligotrophente Arten durch dystrophente Arten verdrängt worden (vgl. Veränderungsprozesse, Kap. 3.1.). PH-Wert und Pufferungskapazität (SBV) der früheren *Littorellion*-Lebensräume am Heideweiher-Ostufer liegen unter, der Stickstoffgehalt ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) über denen rezenter Vorkommen (Tab. 17). Beschleunigte Dystrophierungen schwach gepufferter Sandgewässer sind seit einigen Jahrzehnten in ganz Nordwesteuropa zu beobachten und werden mit der angestiegenen Deposition versauernder Substanzen, v.a. SO_x und NH_y in Zusammenhang gebracht (vgl. SCHUURKES et al. 1987, ARTS et al. 1990). Da die Schwefelemissionen immer weiter zurückgehen, gilt heute gerade in Veredelungsregionen Ammonium als vorrangiger Versauerungsfaktor. Die Versauerung äußert sich in der Veränderungen des Kohlenstoff- und Stickstoffgehaltes des Gewässers zugunsten von Kohlendioxid und Ammonium, in deren Folge *Juncus bulbosus* und *Sphagna* die *Littorellion*-Arten verdrängen (ROELOFS 1983, ROELOFS et al. 1996). Dies entspricht dem heutigen Zustand im Heideweiher.

KOHN (1993) sieht in der Versauerung einen Grund für die geringere Hydrophyten-Keimungsrate im Heideweiher. Die Schwellenwerte („critical loads“) für Stickstoffeinträge, bei deren Überschreitung in einer Vielzahl von europäischer *Littorellion*-Gewässern ein Artenrückgang zu erwarten ist (vgl. BOBBINK et al. 1997, Tab. 18), werden allein durch die Niederschlagsdeposition, die nur einen Teil des Gesamteintrags bewirkt, deutlich überschritten. Da die critical loads an schwach gepufferten flachen Gewässern ermittelt wurden (ARTS et al. 1990, SCHUURKES et al. 1987), haben sie für den Erdfallsee und das Große Heilige Meer, wo ein SBV von 0,4 bzw. 1,3 herrscht (HAGEMANN et al. in diesem Band)

Tab. 18: Gegenüberstellung des mit dem Niederschlag eingetragenen Anteils der Gesamtdeposition im NSG Heiliges Meer (Stickstoff nach HAGEMANN et al. in diesem Band, potentielle Säuren nach NIEHAUS 1996) und der kritischen Belastungsschwellen (critical loads) für Europa nach BOBBINK et al. (1997).

Lebensraumtyp	Wirkung	Oberer kritischer Schwellenwert (critical load)	Niederschlagsdeposition (bulk) im NSG
Stickstoffeintrag		(kg N/ha·a)	(kg N/ha·a)
Schwach gepufferte Stillgewässer	Rückgang <i>Littorella/Lobelia</i>	10	19
Zwergstrauchheiden	Rückgang anspruchsvoller Begleitarten	15	19
Trockene Zwergstrauchheiden	Vergrasung	20	19
Feuchte Zwergstrauchheiden	Vergrasung	22	19
Eintrag potentieller Säuren (2SO_x+NO_x+NH₃)		(mol H ⁺ /ha·a)	(mol H ⁺ /ha·a)
Trockene u. Feuchte Zwergstrauchheiden	Rückgang anspruchsvoller Begleitarten	1500	1678

keine Gültigkeit. Gebietspezifische Versuche müssen ihre Validität für den Heideweiler überprüfen.

Eine hydrochemisch meßbare Versauerung belegt jedoch noch nicht, daß saure Niederschläge die alleinige Ursache sind, denn sie wird im Sukzessionsverlauf endogen durch *Sphagna* beschleunigt (CLYMO 1963, GLIME et al. 1982). So können auch andere Faktoren, die das *Sphagnum*wachstum begünstigen, wie die Abnahme von Störungen oder eine subrosionsbedingte Eintiefung des Gewässers die Versauerung indirekt fördern. Möglicherweise ist sie zusätzlich durch die hydrologische Isolierung des Heideweihers im Zuge der Flurbereinigung beschleunigt worden, da durch Abkopplung der Drainagegräben eine Basenquelle verloren ging. Entsprechende Beobachtungen wurden an einer Reihe niederländischer Sandgewässer gemacht (ARTS & LEUVEN 1988). Bilanzierende Untersuchungen des Pufferungspotentials und Säureeintrags sind erforderlich, auch mit Blick auf die Erfolgsaussichten möglicher regenerativer Maßnahmen, um eine schnelle Re-Dystrophierung auszuschließen, wenn Biomasse und *Sphagna* entfernt werden. Über das Grundwasser ist ein Nachschub von Hydrogenkarbonat als Pufferungssubstanz möglich. Darauf deuten Meßwerte aus dem flachen Grundwasser an drei gewässernahen Meßstellen hin. Sie zeigen im Mittel SBV-Werte von 0,87 mmol(eq)/l (Grundwassermeßstelle = GWM 12), 1,65 mmol(eq)/l (GWM15), 1,29 mmol(eq)/l (GWM 17) (nach WEINERT et al. in diesem Band) und indizieren damit ein gewisses Pufferungspotential gegenüber rein regenwassergespeisten Sandgewässern. Es ist jedoch zu klären, ob tatsächlich zufließendes Wasser erfaßt wurde.

Belastung der Heiden

Die **Vergrasung** von Ericaceen-Heiden durch *Molinia caerulea* und *Avenella flexuosa*, die im Kerngebiet festgestellt werden konnte (Kap. 3.1.), ist in den Heideresten Nordeuropas verbreitet und wird mit atmodgenen Stickstoffdepositionen in Zusammenhang gebracht (VAN DER EERDEN et al. 1991, ROELOFS & HOUDIJK 1991, HEIL & AETRS 1993, STEUBING et al. 1993). Die Gräser zeigten sich in Versuchen als effizientere Stickstoffverwerter als die Zwergsträucher (STEUBING et al. 1993). Aufgrund ihres stärkeren Zuwachses vermag *Molinia caerulea* *Erica tetralix* im *Ericetum* direkt zu verdrängen, während die Gräser in den *Calluna*-Heiden erst dann zur Dominanz gelangen, wenn die Bestände

lückig werden (AERTS & HEIL 1993). Dies kann durch Degeneration am Ende des natürlichen, ca. 25-jährigen Lebenszyklus der *Calluna*-Pflanzen der Fall sein und durch eine ausbleibende anthropogene Regeneration begünstigt werden (vgl. Störungsregime, Kap. 4.1.2.). In anderen nordwesteuropäischen Heiden wurden weitere, für *Calluna* negative Folgen erhöhter Stickstoffzufuhren nachgewiesen: ein verringertes Wurzel/Sproßverhältnis aufgrund erhöhter Wachstumsraten, vermehrte Frost- und Trockenheitsschäden, erhöhte Vermehrung und Schäden durch den Heideblattkäfer *Lochmea suturalis* (VAN DER EERDEN 1991, BEREDOWSKI 1993, POWER et al. 1998).

Episodische Frost- und Trockenschäden sowie Massenvermehrungen des Heideblattkäfers werden im Schutzgebiet seit den 1960er Jahren thematisiert (BEYER 1968, ANT & REHAGE 1983, RUNGE 1991). Das Phänomen der Vergrasung ist im Naturschutzgebiet noch nicht erforscht worden.

Die critical loads für Stickstoff der Zwergstrauchheiden werden von dem im NSG gemessenen Depositionen überschritten, wenn als hypothetischer Anteil die Interzeption und Blattaufnahme zum gemessenen bulk-Anteil hinzugerechnet werden: Schon bei der vorsichtigen Schätzung eines Verhältnisses von Niederschlagsdeposition zu Gesamtdosition von 1:1,5 würde die Gesamtdosition die critical loads übersteigen (vgl. Tab. 18).

Auch die **Verarmung der Heiden an typischen Begleitarten** (vgl. Veränderungsprozesse, Kap. 3.1.) ist in Nordwesteuropa verbreitet (HOUDIJK et al. 1993). Pflanzenarten der Ordnung *Nardetalia strictae* (z.B. *Arnica montana*, *Antennaria dioica*, *Gentiana pneumonanthe*, *Pedicularis sylvatica*, *Polygala serpyllifolia*) und der Ordnung *Erico-Sphagnetalia papillosoi* (*Narthecium ossifragum*, *Lycopodium inundatum*) sind im NSG stark zurückgegangen oder ausgestorben. Sie gehören europaweit zu den am stärksten von atmosphärischen Depositionen bedrohten Arten (TICKLE et al. 1995). Ihre Verdrängung scheint durch depositionsbedingte Bodenversauerung begünstigt zu werden. Stoffökologische Begleiterscheinungen des Verdrängungsprozesses waren niedrige pH-Werte von 4-4,2, bei denen die Nitrifikation gehemmt wird, so daß die Ammoniumgehalte im Verhältnis zu Kalzium und Nitrat erhöht sind (HOUDIJK et al. 1993, ROELOFS et al. 1996). Für *Arnica montana* konnte eine Schädigung durch erhöhte Ammoniumgehalte nachgewiesen werden (DE GRAAF et al. 1998). Auch Untersuchungen der Heideböden des NSG ergaben erhöhte Ammonium-Anteile gegenüber Nitrat, das nur einen Anteil von ca. 5 % am Gesamtstickstoff hatte, und niedrige pH-Werte von 3,45-3,72 (HELLBERG-RODE 1987). Ohne phänomenspezifische Untersuchungen lassen diese Befunde jedoch auch hier nur Vermutungen über einen Zusammenhang zwischen Artenverarmung der Heiden und atmosphärischen Depositionen zu.

Die critical loads der gefährdeten Heidebegleitarten liegen für Stickstoff und für die potentiell versauernd wirkenden Stoffe (SO_x , NO_x , NH_y) niedriger als die Vergrasungsschwellenwerte und werden daher für beide Parameter bereits allein durch die Niederschlagsdeposition im Gebiet deutlich überschritten (vgl. Tab. 18).

Hieraus ergibt sich die Notwendigkeit, externen Stoffeinträgen entgegenzuwirken, um typische Heiden langfristig zu erhalten bzw. wiederherstellen zu können. Eine erfolgreiche Regeneration würde darüber hinaus Eingriffe in den Stoffhaushalt der Heiden voraussetzen (ROELOFS et al. 1996, vgl. Kap. 4.2.4.).

4.2.3 Bewertung der Belastungspfade: lokale Risikozonen im landwirtschaftlich genutzten Umfeld

Die vielen Unwägbarkeiten, die auftauchen, wenn die Wirkung von Schutzmaßnahmen im Kerngebiet, d.h. auf der Immissionsseite beurteilt werden sollen, verdeutlichen, wie

wichtig es ist, dort bereits an der Quelle zu handeln. Die Erkenntnisse über stoffliche Belastungen, Belastungsfaktoren und -pfade sowie über mögliche Verursacher reichen zwar nicht für quantitative Eintragsmodelle aus, lassen aber die Abgrenzung von lokalen Risikozonen im Umfeld des Kerngebietes zu. Sie richtet sich nach der in Kapitel 4.2.1. quantifizierten Reichweite der jeweiligen Transportmedien (Einzugsgebiete) bezogen auf die Lebensräume des Kerngebietes, und nach den Schlaggrenzen der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Die Risikozonen sind Anknüpfungspunkte der Emissions-Risikoanalyse (Kap. 4.3.). Die räumlichen Verknüpfungen erfolgen über das geographische Informationssystem.

Die Transporteffizienz kann in den Risikozonen nicht berücksichtigt werden, so daß jeweils vom „worst case“, d.h. der höchsten Transporteffizienz ausgegangen wird. Für den Grundwassertransport heißt das, daß ein rein advektiver Transport der sorptionsschwachen Stoffe Nitrat und Chlorid angenommen und die Denitrifikation ausgeblendet wird. Das entspricht dem Vorsorgeprinzip, nach dem bestmöglichen Wissen Risiken auszuschließen, zumal der wichtigste Unsicherheitsfaktor, die Denitrifikation, mit dem Aufbrauch der zur Denitrifikation notwendigen Substanzen verbunden, und nicht unendlich wirksam ist (vgl. WEINERT et al. in diesem Band).

Tab. 19 beschreibt den Ablauf der schlagbezogenen Risikobestimmung, ausgehend von den gefährdeten Schutzgütern, die durch Vegetationseinheiten repräsentiert werden, bis zu den Schlägen im Umfeld des Kerngebietes als möglichen Belastungsquellen. Abb. 25 zeigt die Risikozonen im Umfeld des Kerngebietes.

4.2.4 Möglichkeiten zur Steuerung der Immissionen

Beim Immissionsschutz setzen die Gegensteuerungsmaßnahmen im Gebiet sowie an seinen Außengrenzen an (vgl. Emissionsvermeidung, Kap. 4.3.3.). Als Strategien bieten sich Abschirmung und Filterung an. Wichtige Handlungsziele sind ein effektiver Schutz vor atmosphärischen Belastungen durch Gehölze sowie das Reaktivieren von Stoffsenken im direkten Umfeld des Kerngebietes (Tab. 20). Maßnahmen, mit denen Stoffe aus den Ökosystemen des Gebiets entzogen werden können, sind bereits im Kapitel zum Störungsregime (Kap. 4.1.2.3.) dargestellt worden.

4.3 Belastende Emissionen im Heiligen Feld

Um eine Gegensteuerung an der Quelle, d.h. in der das Kerngebiet umgebenden Agrarlandschaft verwirklichen zu können, wird die Immissionsanalyse mit einer ökologischen Risikoanalyse im landwirtschaftlich genutzten Umfeld verbunden. Emissionen in den Risikozonen (Tab. 19) sind als Belastungsrisiko für schutzwürdige Lebensräume zu werten. Die Analyse soll gleichzeitig Entscheidungsgrundlagen für weitere abschirmende (segregative) Strategien sowie für die naturschutzkonforme Anpassung der landwirtschaftlichen Nutzung (integrative Strategie) liefern. Unter dem Oberziel einer möglichst hohen Steuerungseffizienz des Naturschutzes dient sie der Identifikation

- von Vorrangflächen für emissionsmindernde Maßnahmen;
- der Haupt-Emittenten auf Betriebsebene über die Flächenzuordnung. Sie sind vorrangige Adressaten integrativer Minderungsstrategien;
- der wichtigsten belastenden Nutzungsweisen, als inhaltliche Grundlage zur Ableitung von Handlungszielen.

Dazu werden innerhalb der funktionalen Risikozonen standörtliche und nutzungsbedingte Emissionsrisiken im GIS überlagert und verknüpft. Die jeweiligen Belastungsmodelle

Tab. 19: Stoffliche Belastungsfaktoren der schutzwürdigen Lebensräume im NSG Heiliges Meer, mögliche lokale Quellen und Reichweiten der Belastungspfade („Risikozonen“) (LF = landwirtschaftliche Nutzfläche).

Gefährdete schutzwürdige Vegetation (Kap. 4.2.1) (oligo-, meso-, u. dystrophe Einheiten sind unterstrichen)	Belastungspfad	Stoff (Formel)	Mögliche lokale Quellen	Reichweite des Transportes (Kap. 4.2.1) = Risikozone um das Kerngebiet	Betroffene LF
Im Pelagial u. Litoral des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees: <u>Myriophylo-Nupharetum</u> , <u>Potamogeton obtusifolius-Gesellschaft</u> , <u>Ranunculetum circinatis</u> , <u>Utricularietum australis</u> , <u>Nymphaeatum albae</u> , <u>Littorello-Eleocharitetum</u> , <u>Myriophyllum alterniflorum-Gesellschaft</u> , <u>Eleocharitetum multicaulis</u> , <u>Littorella uniflora-Gesellschaft</u> , <u>Scirpeturnum fluitantis</u> , <u>Myricetum galis</u> , <u>Carici-Alnetum glutinosae</u>	Grundwasser	Nitrat (NO ₃)	vor allem lokale Landwirtschaft (WEINERT et al. in diesem Band)	Minimale Risikozone (RZ 1): in Richtung der großräumigen Grundwasserströmung direkt an das Kerngebiet angrenzende Flächen im Mindest-Einzugsgebiet der tiefen Gewässer	20 ha
				Maximale Risikozone (RZ 2): maximales unterirdisches Einzugsgebiet der tiefen Gewässer	251 ha
Im Bereich der L 504: <u>Genisto-Callunetum</u> , <u>Myricetum galis</u> , <u>Carici-Alnetum glutinosae</u>	Grundwasser	Chlorid (Cl ⁻)	lokaler Streusalzeinsatz (WEINERT et al. in diesem Band)	Straßenränder der L504 = Abschnitt am Kerngebiet + Seitenstreifen	0,7 ha
Im Pelagial u. Litoral des Großen u. Kleinen Heiligen Meeres: <u>Myriophylo-Nupharetum</u> , <u>Potamogeton obtusifolius-Gesellschaft</u> , <u>Ranunculetum circinatis</u> , <u>Utricularietum australis</u> , <u>Nymphaeatum albae</u> , <u>Littorello-Eleocharitetum</u> , <u>Myriophyllum alterniflorum-Gesellschaft</u> , <u>Myricetum galis</u> , <u>Carici-Alnetum glutinosae</u>	Meerbecke, Grundwasser	Sulfat, Chlorid, Schwermetalle (SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻ , Zn ²⁺ , Cd ²⁺)	Einleitungen der lokalen Industrie (PUST 1993)	Risikozonen: oberirdisches Einzugsgebiet der Meerbecke = Verlauf und Uferstreifen ¹	140 ha
		Nitrat, Phosphat (NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻)	vor allem lokale Landwirtschaft, Haushalte (PUST 1993)		
Im gesamten Kerngebiet: <u>Myriophylo-Nupharetum</u> , <u>Potamogeton obtusifolius-Gesellschaft</u> , <u>Ranunculetum circinatis</u> , <u>Utricularietum australis</u> , <u>Nymphaeatum albae</u> , <u>Littorello-Eleocharitetum</u> , <u>Myriophyllum alterniflorum-Gesellschaft</u> , <u>Eleocharitetum multicaulis</u> , <u>Littorella uniflora-Gesellschaft</u> , <u>Scirpeturnum fluitantis</u> , <u>Rhynchosporium albae</u> , <u>Ericetum tetralicis</u> , <u>Bromo-Senecionetum</u> , <u>Spergulo-Corynephoretum</u> , <u>Genisto-Callunetum</u> , <u>Myricetum galis</u> , <u>Carici-Alnetum glutinosae</u> , <u>Betuletum pubescentis</u>	Luft (trockene Deposition)	Ammoniak (NH ₃)	lokale landwirtschaftliche NH ₃ -Emissionen (ASMAN et al. 1998)	Minimale Risikozone (RZ 1): direkt an das Kerngebiet angrenzende Flächen	108 ha
		Partikulärer Phosphor, von untergeordneter Bedeutung: Stickstoff	lokale Landwirtschaft: erosionsbedingter Anteil (vgl. SCHMIDT-LÜTTMANN et al. 1992)	Minimale Risikozone (RZ 1): direkt an das Kerngebiet angrenzende Flächen	108 ha
	Luft (feuchte Deposition)	Ammonium (NH ₄ ⁺)	Industrie (vgl. DAMGEN et al. 1992)	lokal nicht steuerbar	-
		Stickoxide, Sulfate, Chlorid (NO _x , SO _x , Cl)	überregionale landwirtschaftliche NH ₃ -Emissionen (ASMAN et al. 1998)	lokal nicht steuerbar	-
			Industrie und Verkehr (vgl. ERISMAN & BLECKER 1997)	lokal nicht steuerbar	-

¹ das unterirdische Einzugsgebiet wird größtenteils von der Nitrat-Risikozone des Kerngebietes (s.o.) erfaßt

² zu Erosivität des Klimas siehe Kap. 4.3.1.4; die Breite orientiert sich der Ammoniak-Risikozone

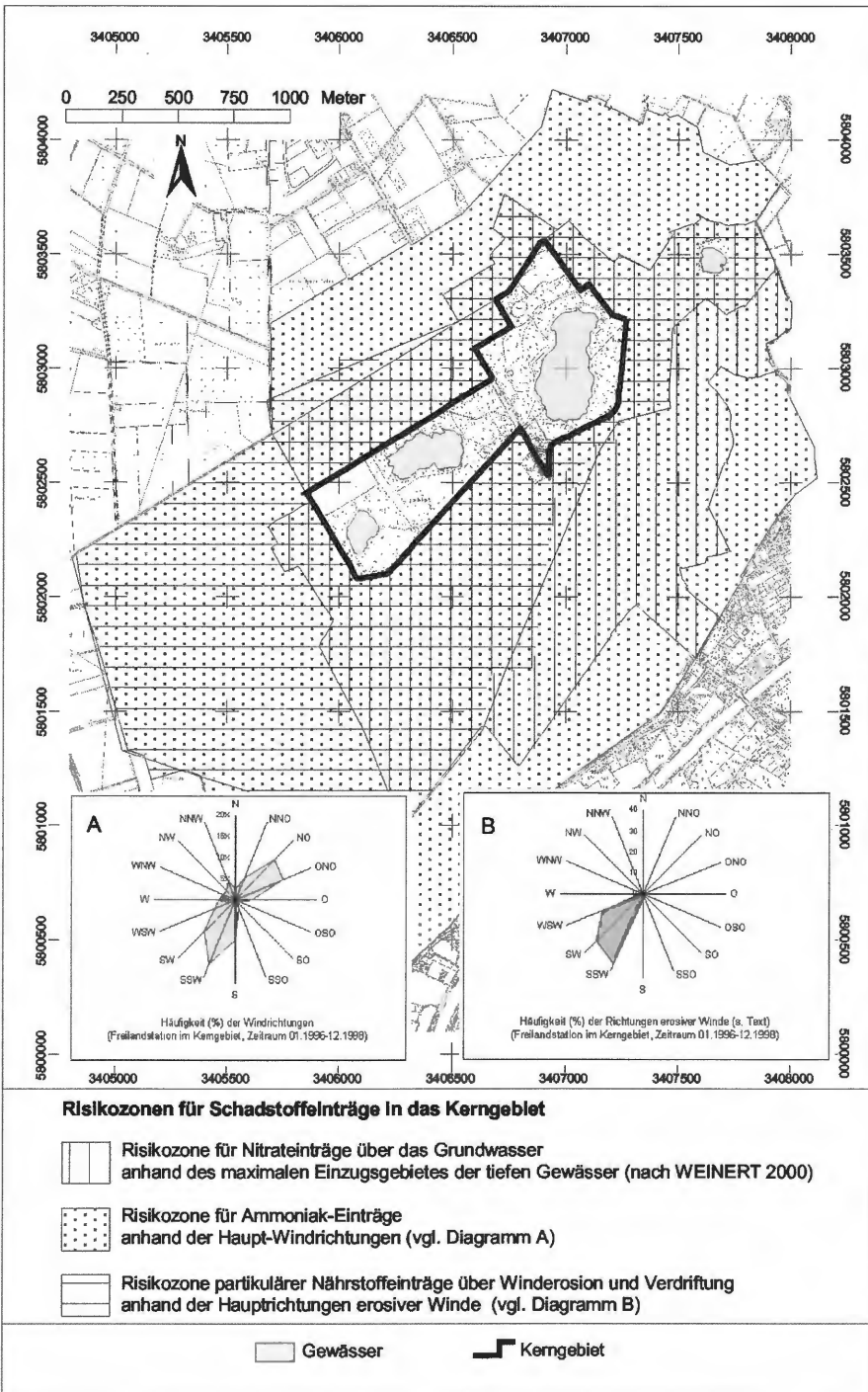


Abb. 25: Risikozonen für Nitrat-, Ammoniak- und partikuläre Nährstoffeinträge in das NSG Heiliges Meer. Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

Tab. 20: Mögliche Handlungsziele im NSG Heiliges Meer und an seinen Außengrenzen zur Abwehr schädlicher Immissionen und Entscheidungsgrundlagen für die Zielfestlegung.

Handlungsziel	Pro (Effektivität/Synergismen)	Contra (Risiko/Zielkonflikt)	Optimierungsmöglichkeit
Anpflanzen / Verdichten von Gehölzbeständen zum Immissionschutz (Ammoniak, Staub im horizontalen oberflächennahen Luftstrom)	a) Positive übertragbare Erkenntnisse aus dem Immissionsschutz an Straßen (vgl. RÜMLER 1983, ROMBERG 1988, BRILON et al. 1987)	Verminderung der Winddynamik (Kap. 4.1)	- Vorrangig Verbreiterung und Unterpflanzung bestehender Gehölzstreifen - Neuanlagen nur als Ersatz für Bestände, die zur Erhöhung der Winddynamik entfernt wurden bei möglichst großem Abstand zum Kerngebiet (>100 m, vgl. VAHLE 1990, Kap. 4.1.2.3)
	b) Restaurierung von Wallhecken		Aufbau neuer Hecken als Wallhecken, die sich im Verlauf u. in der Artenzusammensetzung an historischen Vorbildern orientieren (Kap. 2)
Reaktivieren von „Stoffsenken“: - Wiedervermässungen (Anheben des Grundwasserspiegels)	a) Durch Wiedervermässung der kultivierten Bodensenken im Umfeld des Kerngebietes können bei Niedermoorwachstum mobile Nährstoffe in Biomasse festgelegt werden (vgl. WICHTMANN & SUCCOW 1997) b) Nitratabbau im reduktiven Milieu (vgl. STAHR et al. 1993, RUPP et al. 1993) c) Wiederherstellung kulturlandschaftlicher Eigenart	Phosphormobilisierung und Grundwasserbelastung unter reduktiven Bedingungen bei Wiedervermässung (u. a. KALBITZ et al. 1999)	- Umsetzung außerhalb des Kerngebietes - Aushagerung (vgl. BROLL et al. 2000) - Bodenabtrag
- bewachsenes Sedimentationsbecken für die Meerbecke	Durch die Einleitung des Bachs in Becken mit hoher Sedimentrauhigkeit („bewachsene Bodenfilter“) können die Nährstofffrachten beträchtlich reduziert werden (vgl. GELLER 1999)	Phosphormobilisierung und Grundwasserbelastung unter reduktiven Bedingungen (u. a. KALBITZ et al. 1999)	- Sicherheitsabstand zum Kerngebiet - periodische Sedimenträumung - gleichzeitiges Ausschalten von Punktquellen (siehe Emissionsminderung, Tab. 34)

und Verknüpfungsalgorithmen werden in den einzelnen Unterkapiteln erläutert (siehe auch BANGERT & KOWARIK 2000). Zu Grunde liegen Daten der Betriebsleiterbefragung 1997, Klimadaten (Parameter für die Sickerwasserberechnung: Klimastation der Außenstelle, Messungen 1980-1998) sowie bodenkundliche Informationen aus Bohrloch- und Flächendaten der Bodenschätzungen 1936-1938, 1972-1991 (Übersetzungsalgorithmen nach BENNE et al. 1990, automatisierte Berechnung physiko-chemischer Bodeneigenschaften nach den Modellen und Verknüpfungsregeln des NIBIS, MÜLLER 1997).

Die Messung der Emissionen ist angesichts der Größe des Untersuchungsgebietes und der großen Anzahl von Wirkfaktoren nur mit erheblichem Aufwand möglich. Daher wird auf ein Netz sogenannter Agrar-Umwelt-Indikatoren zurückgegriffen (Tab. 21, nach VON MÜNCHHAUSEN & NIEBERG 1997).

4.3.1 Emissionssituation

4.3.1.1 Wirtschaftsdüngeranfall und -lagerung

Die Verwendung tierischer Ausscheidungen als Düngemittel ist generell von hohen Emissionsrisiken begleitet, da sie zum einen leicht flüchtige Stickstoffverbindungen wie Harnstoff und Ammoniak und zum anderen zeitverzögert düngewirksame und damit schwer einzuplanende organische Verbindungen enthalten. Der verbleibende sofort pflanzenverfügbare anorganische Stickstoffanteil ist demgegenüber gering (DÖHLER et al. 1995). Bei einem Mißverhältnis zwischen der anfallenden Wirtschaftsdüngermenge und der Lager-

Tab. 21: Agrar-Umwelt-Indikatoren zur Erfassung der belastenden Emissionen im Heiligen Feld und Zuordnung zur Kapitelgliederung.

Belastungsfaktor und -pfad	Emissionsindikator	Teilindikator	Kapitel
Stickstoff/Phosphor (faktor- und pfadübergreifend)	Wirtschaftsdüngeranfall	Viehzahl	4.3.1.1
	Flüssigmist-Lagerkapazität		
	Stickstoffsaldo	Düngung, Ernte-Entzug	4.3.1.2
	Phosphorsaldo		
Ammoniak-Deposition	Potentielle Ammoniak-Emissionsdichte	NH ₃ -Ausbringungsverlust organischer Düngemittel, NH ₃ -Verlust Mineraldünger, NH ₃ -Weideverlust	4.3.1.3
	Potentielle Stallemissionen	Viehzahl	
Partikulärer Phosphor-(Stickstoff)-Eintrag	Verwehungsrisiko partikulärer Nährstoffe (Winderosion)	Erosivität des Klimas, Bodenerodierbarkeit, Windoffenheit der Landschaft, Bodenbedeckung (Fruchtart/Fruchtfolge)	4.3.1.4
Nitrat-Eintrag über das Grundwasser	Standörtliches Nitrat-Auswaschungsrisiko	Austauschhäufigkeit Bodenwassers, Sickerwassermenge	4.3.1.5
	Potentielle Nitrat-Auswaschung	dito + auswaschungsrelevanter N-Überschuß	
	Kulturartenspezifisches Auswaschungsrisiko	Fruchtart, Fruchtfolge	
Phosphat-Eintrag über das Grundwasser	Phosphat-Auswaschungsrisiko	Grundwasserflurstand	
Nährstoffeintrag über die Meerbecke	Abschirmwirkung entlang Uferstreifen, Abwassereinleitungen		4.3.1.6

kapazität und Verwertungsfläche besteht der Zwang, über den Pflanzenbedarf hinaus unter Billigung eines Emissionsrisikos zu düngen. Die 1996 erlassene Düngeverordnung (DüngeVO) gibt betriebsbezogene Obergrenzen der organischen Düngung und damit des Tierbestandes von 170 kgN/ha*a auf Acker und 210 kgN/ha*a auf Grünland vor, um eine Düngung, die sich nicht am Pflanzenbedarf orientiert, zu verhindern. Die Werte sollen hier einer ersten Einordnung der Nutzungsintensität im Untersuchungsgebiet dienen, ohne daß die Bewertung des Beeinträchtigungsrisikos vorweggenommen wird.

Die auf Tierhaltung ausgerichtete Betriebstypenstruktur im Untersuchungsgebiet deutet auf ein erhöhtes Risiko. Der Viehbestand, aber auch die Fütterung, sind wichtige Bestimmungsfaktoren des Nährstoffanfalls (ISERMANN 1990). Abb. 26 gibt den Stickstoffanfall des Viehbestandes bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (LF) der Betriebe an, die im Heiligen Feld wirtschaften. Im Untersuchungsjahr 1996 sind im Mittel der Betriebe 103 kgN/ha LF*a Stickstoff angefallen (Median, brutto). Ohne Abzug der Ausbringungsverluste, die mit 20 % kalkuliert werden dürfen, liegt der auf die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche umgelegte Dünger-Anfall mit Ausnahme zweier Betriebe unterhalb der zulässigen Höchstmengen nach der Düngeverordnung von 170 kgN/ha*a. Die gegenübergestellte Stickstoffmenge, die die befragten Betriebe tatsächlich auf den Ackerflächen im Untersuchungsgebiet über organische Dünger ausgebracht haben, weicht zwar jeweils vom errechneten Anfall ab. Am Maßstab der Dünge-Verordnung liegen jedoch auch hier fast alle Betriebe unter der zulässigen Höchstmenge auf Acker.

Die Verteilung der Düngermengen im Gebiet sind Gegenstand der schlagbezogenen Nährstoffbilanzierungen in Kap. 4.3.1.2.

Während der Wirtschaftsdünger i.d.R. kontinuierlich anfällt, unterliegt der Düngerbedarf im Jahresverlauf starken Schwankungen - bei grünlandlosen Betrieben mit hohem Maisanteil besteht ein einseitiger Schwerpunkt auf der Frühjahrsbestellung.

Nur fünf von 15 zu dem Thema befragten Betriebsleiter verfügen über eine Lagerkapazität, die es ihnen ermöglicht, länger als sechs Monate, d.h. über die Zeit mit geringer

Düngeneffizienz von Oktober-März hinaus zu lagern (vgl. Abb. 27). Drei Betriebe können sogar nur vier Monate lang lagern.

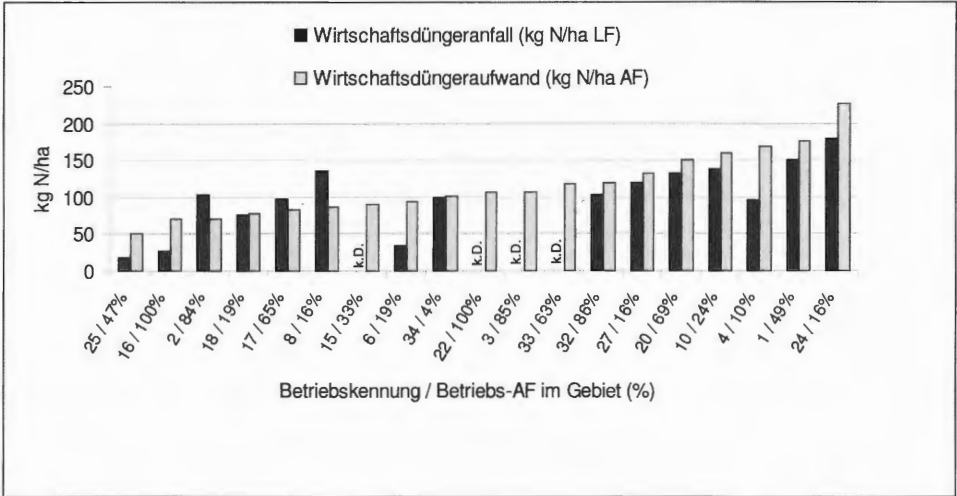


Abb. 26: Im Mittel auf Acker im Gebiet aufgewendeter Wirtschaftsdünger (kg N/ha AF) und anhand der Viehzahlen berechneter Anfall der zugehörigen Schweine- und Bullenmastbetriebe (kg N/ha LF) (Quelle: Betriebsleiterbefragung, Werte für 1996); Stickstoffanfall aus dem Viehbestand und aus Standardfaktoren nach den Tabellenwerken zur Düngerverordnung (BUND-/LÄNDER AG DÜNGE VO 1996) abzüglich Stallverluste; Annahme einer herkömmlichen Fütterung, ohne den Einsatz von Futtermittelzusätzen; AF = Ackerfläche; LF = Landwirtschaftliche Nutzfläche; k.D. = keine Daten zum Dünger-Anfall.

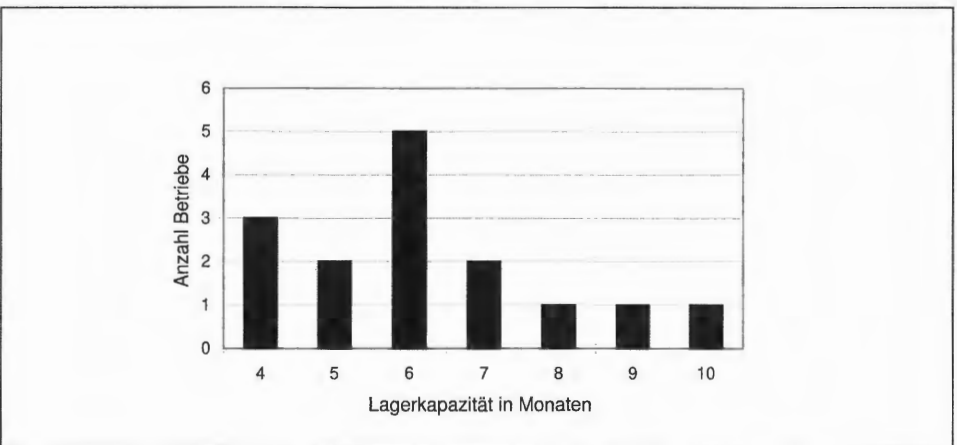


Abb. 27: Gülle-Lagerungskapazitäten (in Monaten) der viehhaltenden Betriebe im Heiligen Feld (n=15; Quelle: Betriebsleiterbefragung 1997).

4.3.1.2 Stickstoff- und Phosphorbilanzen der landwirtschaftlichen Nutzung

Stoffbilanzen quantifizieren Stoffflüsse oder den Stoffverbrauch innerhalb eines Systems. Der Nährstoffsaldo ist ein anerkannter Indikator, um das Umweltbelastungspotential aus den Stickstoff- und Phosphorüberschüssen der landwirtschaftlichen Nutzung zu ermitteln oder den Düngebedarf zu berechnen (u.a. GÖTZ 1997, GÄTH 1997, SCHUMANN et al. 1997, HOEGEN & WERNER 1998). Für die Emissionsanalyse im Heiligen Feld wird ein Ansatz gewählt, der Bilanzen sowohl für Flächen als auch für Fruchtfolgen und Fruchtarten aufstellt und sich allein auf das Kompartiment Pflanze bezieht. Der 5jährige Bezugszeitraum (1992-1996) entspricht in etwa der Dauer der ortsüblichen Fruchtfolgerotation. Die jährlichen Oszillationen der auf den Schlag bezogenen Bilanzgrößen (Überschüsse, Defizite) sind nach Durchlaufen dieser Zeit, der eigentlichen „Bilanzphase“, abgeschlossen (EULENSTEIN 1991). In die Bilanz gehen mit Ausnahme der N-Deposition nur Koeffizienten ein, die durch die Bewirtschaftung vor Ort bestimmt werden (vgl. Abb. 28, siehe BANGERT & KOWARIK 2000). Der Ansatz entspricht einer „vereinfachten Bilanz“ nach dem Standard des DVWK für Wasserschutzgebiete (FLEIGE et al. 1996) bzw. einer Brutto-Bilanz im Sinne der Düngeverordnung. Damit können relative Belastungsschwerpunkte sowohl räumlich als auch nutzungsbezogen ermittelt werden.

In die Grünlandbilanzierung müssen zusätzlich die Bilanzfaktoren der Weidenutzung und die symbiontische N-Fixierung einbezogen werden (Thomsen et al. 1996, WESSELMANN 1996, vgl. Abb. 28).

Die in einer Befragung erhobenen schlagbezogenen Bewirtschaftungsdaten wurden mit Standardgrößen verrechnet, z.B. mit dem Nährstoffgehalt der ausgebrachten Gülletypen, die stichprobenhaft durch Messungen, z.B. durch eigene Gülleanalysen der Landwirte,

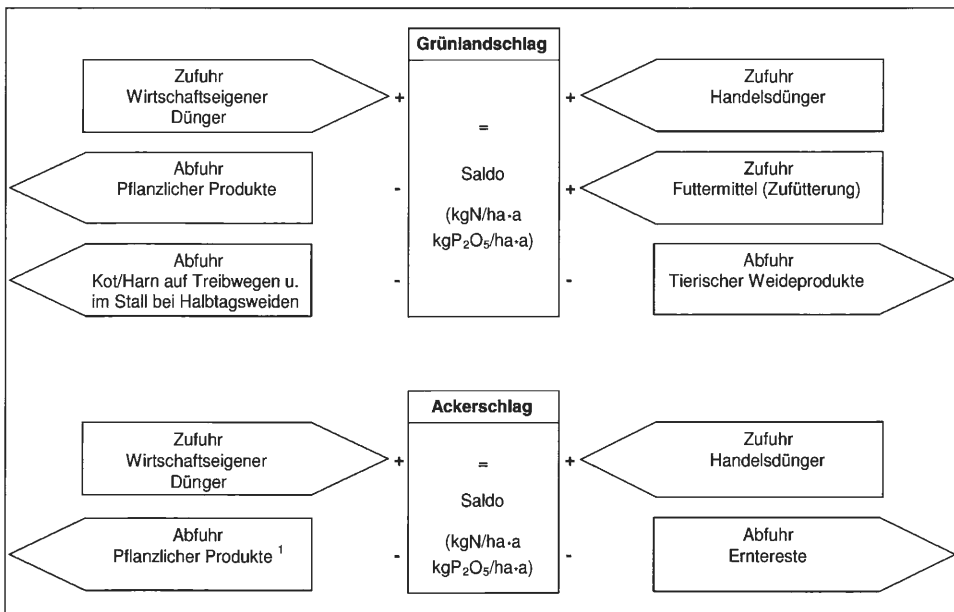


Abb. 28: Schema der Schlagbilanzen für Acker (nach FLEIGE et al. 1996) und Grünland (nach THOMSEN et al. 1996) Saldo zzgl. 19 kgN/ha*a Depositionsinput; der N-Gehalt aller organischer Substanzen wird zu 100 % angerechnet; ¹abzgl. 3% für die Saatgutzufuhr (vgl. BACH 1987).

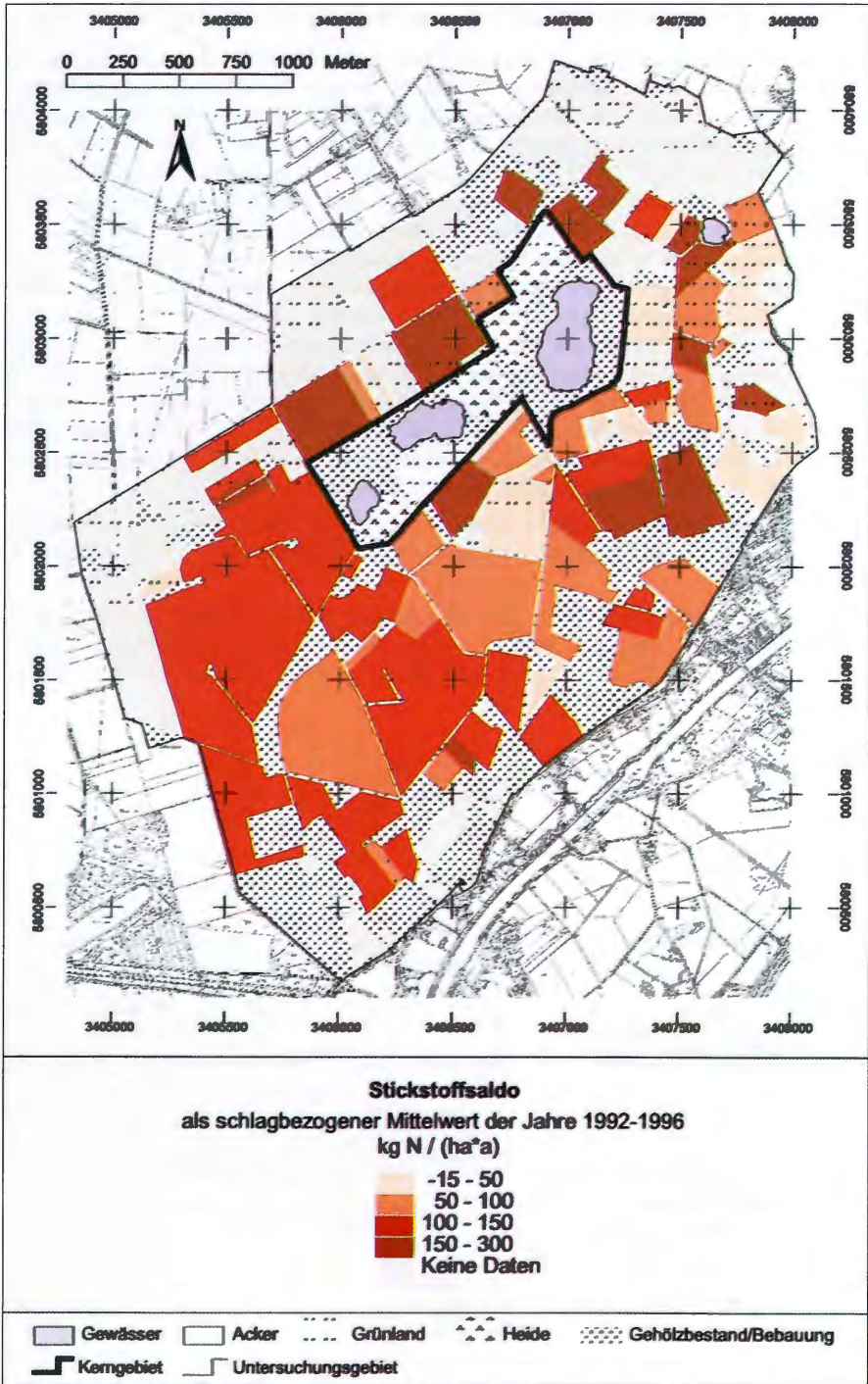


Abb. 29: Stickstoffsaldo landwirtschaftlich genutzter Flächen im Heiligen Feld (Quelle: Betriebsleiterbefragung). Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

gebietspezifisch überprüft werden konnten. Sie orientieren sich an den Tabellenwerken zur Düngeverordnung (B/L AG DÜNGE VO 1996).

Der Anteil standardisierter Rechengrößen ist für die Weidenutzung wesentlich größer als bei Acker- oder Wiesennutzung - und damit auch das Risiko von Ungenauigkeiten (FLEIGE et al. 1996, GÄTH 1997).

Ackerbilanzen

Die einzelnen Schlag-Salden im Untersuchungsgebiet zeigen eine erhebliche Variation, bedingt durch die unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen und Standorte (vgl. Abb. 29, Tab. 22). Die Spanne reicht von -26 kgN/ha bis +308 kgN/ha. Den größten Anteil im Untersuchungsgebiet nehmen Ackerschläge mit +100 bis +150 kgN/ha ein. Der Hauptinput resultiert aus Wirtschaftsdüngern. Der über die Fläche gemittelte jährliche Bilanzüberschuß beträgt 117 kgN/ha und 80 kgP₂O₅/ha (vgl. Tab. 22). Als „unvermeidbare Überschüsse“ (Anbaugrundlast) der Ackernutzung in Deutschland wird eine Spanne von 30-65 kgN/ha angegeben (FINCK 1990, UMK/AMK AG 1997, HEGE 1997, SCHEFFER 1998). Rechnet man die Deposition und die durchschnittliche Mineraldüngerzufuhr (88 kgN/ha) aus der Acker-Bilanz des Heiligen Feldes heraus, so ergibt sich ein N-Saldo der Teilbilanz von +31 kgN/ha, der im oberen Bereich der von WERNER & BRENK (1997) auf Gemeindeebene ermittelten Werte liegt.

Tab. 22: Stickstoff- und Phosphorbilanz der Ackerschläge im Heiligen Feld als über die Fläche gewichtete Jahres-Mittelwerte der Fruchtfolgen im Zeitraum 1992-1996 (Quelle: Betriebsleiterbefragung).

Bilanz	Stickstoff (kgN/ha·a)	Phosphor (kgP ₂ O ₅ /ha·a)
Zufuhr: Mineraldünger	69	52
Zufuhr: Wirtschaftsdünger	143	85
Zufuhr: Gesamt ¹	229	137
Abfuhr: Erntegut	112	57
Abfuhr: Gesamt	112	57
Saldo: Zufuhr minus Abfuhr	117	80
Standardabweichung	62	40

¹ inkl. 19 kgN/ha·a aus der Deposition

Der mittlere Stickstoffüberschuß auf Acker der 16 Haupterwerbsbetriebe liegt mit 113 kgN/ha·a deutlich über dem der 13 Nebenerwerbsbetriebe mit 73 kgN/ha·a. Den höchsten Mittelwert von 225 kgN/ha·a erreicht hingegen ein Nebenerwerbslandwirt. Ein Zusammenhang zwischen der Höhe der Flächen-Überschüsse und den Faktoren Betriebsgröße, Viehzahl bzw. Gülleanfall sowie Entfernung der Flächen zum Hof ist aus den Befragungsergebnissen nicht erkennbar.

Grünlandbilanzen

Die Stickstoff- und Phosphorzufuhren zum Grünland sind nach Tab. 23 deutlich niedriger als beim Acker. Dennoch liegt der mittlere N-Saldo mit 85 kgN/ha·a auf einem relativ hohen Niveau, da bei der Weide- und mit Einschränkung der Mähweidenutzung den Zufuhren nur sehr geringe Netto-Entzüge gegenüberstehen (vgl. ELSÄSSER 1994). In der intensiven Weidewirtschaft sind Überschüsse >200 kgN/ha häufig (vgl. THOMSEN et al. 1996). Die Weiden und Mähweiden des Untersuchungsgebiets erreichen derart hohe Mit-

Tab. 23: Stickstoff- und Phosphor-Flächenbilanzen für die verschiedenen Grünlandnutzungstypen im Heiligen Feld als Mittelwert im Zeitraum 1994-1996 (Quelle: Betriebsleiterbefragung).

Nutzungstyp (Anteil an Grünlandfläche)	Stickstoff (kgN/ha·a)				Phosphor (kgP ₂ O ₅ /ha·a)			
	Grünland (100 %)	Mähweide (49 %)	Weide (40 %)	Wiese (11 %)	Grünland (100 %)	Mähweide (49 %)	Weide (40 %)	Wiese (11 %)
Zufuhr: Mineraldünger	23	25	21	52	16	30	0	0
Zufuhr: Wirtschaftsdünger	76	89	73	0	41	49	40	0
Zufuhr: Weidezufütterung	4	4	9	0	1	2	3	0
Zufuhr: Gesamt ¹	142	156	140	89	58	81	43	0
Abfuhr: Ertrag	51	57	0	154	20	21	0	62
Abfuhr: Weideprodukte	6	9	13	0	3	5	7	0
Abfuhr: Gesamt	57	67	13	154	23	26	7	62
Saldo	85	89	127	-65	36	55	36	-62
Standardabweichung	114	96	107	82	74	70	62	42

¹ inkl. 19 kgN/ha·a aus Deposition und 40 kgN/ha·a aus symbiotischer N-Fixierung

telwerte jedoch nicht: 127 kgN/ha auf Mähweiden bzw. 89 kgN/ha auf Weiden. Für Phosphor liegen die Überschüsse mit 36 kgP₂O₅/ha (gesamtes Grünland) auf einem niedrigen Niveau. Ein wesentlicher Grund liegt in der marginalen wirtschaftlichen Bedeutung vieler Flächen aufgrund der großen Entfernungen zu den Betrieben. Die Nutzung als Standweide für Jungvieh und Milchkühe ohne Laktation überwiegt.

Die Schwankungsbreiten der einzelnen Schlagbilanzen ist auch beim Grünland enorm. Sie reicht für Stickstoff von -76 bis +306 kg/ha. Die Schläge mit den höchsten Zufuhren und Überschüssen, die aus Gülle resultieren, liegen in Hofnähe und in den trockeneren Randbereichen der Heilig-Seeer-Niederung (vgl. Abb. 29). Durchweg negative Salden weisen die reinen Mähwiesen auf (vgl. Tab. 23). Sie werden nur sehr extensiv gedüngt, da sie schlecht nutzbar oder Auflagen aus dem Feuchtwiesenschutzprogramm unterworfen sind.

Fast alle negativen oder nahezu ausgeglichenen Bilanzen (Klasse -15 bis 50 kgN/ha·a, vgl. Abb. 29) kommen auf Niedermoorböden vor. Sie werden mit großer Wahrscheinlichkeit durch Torfmineralisierung ausgeglichen, die in der Bilanzierungsmethode nicht berücksichtigt wird.

Die Grasweiden und beweideten Zwergstrauchheiden des Schutzgebietes stellen einen weiteren Sonderfall dar. Sie werden in die landwirtschaftliche Bilanzierung nicht eingerechnet, sollen hier jedoch zur Verdeutlichung der Input- und Output-Größenordnungen im Kerngebiet angefügt werden: Da eine Düngung nicht erfolgt und der Weißkleeanteil und damit die Zufuhr aus der symbiotischen N-Fixierung sehr gering ist, beschränkt sich der Input im wesentlichen auf jährlich etwa 19 kgN/ha aus der Deposition. Die nutzungsbedingte Zufuhr aus der Fütterung von 2 kgN/ha, die auf die gesamte beweidete Fläche ohne Berücksichtigung der internen Ungleichverteilungen umgelegt wurde, ist demgegenüber vernachlässigbar. Die jährliche Entnahme ausgewachsener Weidetiere ist der einzige Output-Faktor aus dem Kerngebiet, der mit einer Größenordnung von 7-8 kgN/ha·a die depositionsbedingten Zufuhren nicht ausgleichen kann.

4.3.1.3 Ammoniak-Ausgasung

Flächenbezogene Emissionsdichte

Aus der Summe der wichtigsten landwirtschaftlichen Emissionsfaktoren läßt sich die Emissionsdichte im Heiligen Feld flächenbezogen ermitteln (vgl. DRAGOSITS et al. 1998, BOERMANS & ERISMAN 1993). Ziel ist auch hier die Identifikation herausragender anthropogener Quellen als vorrangige Ansatzpunkte der Gegensteuerung. Die Emissionsdichte für die landwirtschaftlich genutzten Flächen des Heiligen Feldes wird nach Gleichung 1 berechnet (nach DRAGOSITS et al. 1998, ISERMANN 1994).

$$\text{Gl. 1: Emissionsdichte (kg NH}_3\text{-N/ha}\cdot\text{a LF)} = \text{Wirtschaftsdünger-Ausbringungs-Emission} + \text{Mineraldünger-Emission} + \text{Weide-Emission}$$

Die Verluste bei der Gülleausbringung werden mit Hilfe des empirisch abgesicherten Modells von MANNHEIM et al. (1997) (siehe BANGERT & KOWARIK 2000) berechnet. Das Emissionsmodell ist als computergestützter Schätzrahmen (Dr. Güll - Version 1.1) für die landwirtschaftliche Praxis verfügbar. Die Festmist-Verluste werden nach Angaben von MANNHEIM (1996) und AMBERGER (1990) ermittelt. Datengrundlagen sind jeweils die Ergebnisse der Befragung im Frühjahr 1997 und das Düngeverhalten 1996 aus eigenen Beobachtungen und dem Datenbestand der Außenstelle Heiliges Meer (Rehage 1997 schriftl.). Tab. 24 charakterisiert die äußeren Bedingungen während der Gülledüngung im Untersuchungszeitraum 1996/1997, die schwerpunktmäßig in den aufgeführten Zeiträumen stattfand.

Die Emissionen aus mineralischen Düngemitteln werden aus den Angaben zur Düngepraxis und mit Hilfe von Standardfaktoren (nach AMBERGER 1990, ISERMANN 1994, siehe BANGERT & KOWARIK 2000) ermittelt.

Für die Ammoniak-Emissionen aus dem Weidegang werden Besatzleistung der Weideflächen im Heiligen Feld mit tierspezifischen Emissionsfaktoren aus der Literatur verrechnet (siehe BANGERT & KOWARIK 2000).

Tab. 24: Äußere Bedingungen während der Haupt-Gülleapplikation im Heiligen Feld im Untersuchungszeitraum als Eingangsgrößen in die Emissionsberechnung.

Gülletage	Witterung	Oberflächenbeschaffenheit (Fruchtart/Ernterest auf Sandboden)	Infiltrationswiderstand
14.-19. Aug. 1996	heiter bis wolkig, 21 (26)°C, 0-2mm NS	Stroh von Getreide/Raps ohne Strohabfuhr	hoch
		Stoppeln von Getreide/Raps mit Strohabfuhr	mittel
6.-10. Nov. 1996	bewölkt, 10-12°C, 0-2mm NS	Grasnarbe (Grünland, Welsches Weidelgras)	sehr hoch
		CCM-Mais-Stroh	hoch
		Pflanzenreste von Getreide/Raps/Zwischenfrucht/Brache	hoch
		Wintergetreide-Keimlinge	gering
		Silomais-Stoppel	gering
9.-15. April 1997	heiter bis wolkig, 12-14°C, 0-2mm NS	Grasnarbe (Grünland, Welsches Weidelgras)	sehr hoch
		CCM-Mais-Stroh	hoch
		Pflanzenreste von Getreide/Raps/ Zwischenfrucht/Brache	hoch
		Silomais-Stoppel	gering
		Wintergetreide-Keimlinge	gering

Die lokale Ammoniakemission ist die einzige Steuerungsgröße, mit der die Stickstoff-Belastung der flachen Gewässer und der Heiden durch Maßnahmen im Umfeld des Kerngebietes reduziert werden kann, da die auf Fernverbreitung beruhenden Niederschlagsdepositionen vor Ort nicht steuerbar sind.

Die maximale Risikozone für Ammoniaketräge in das Kerngebiet umfaßt 664 ha. Davon werden 525 ha landwirtschaftlich genutzt und kommen als potentielle Quellflächen in Frage (vgl. Tab. 19, Kap. 4.2.3.). Für 339 ha LF (65 %) stehen Daten für die Berechnungen zur Verfügung. Abb. 30 stellt die Emissionsdichte der gedüngten und beweideten Fläche dar. Der Schwerpunkt liegt in der Klasse 20-40 kgNH₃-N/ha•a. In der minimalen Risikozone (108 ha), das sind die direkt an das Kerngebiet angrenzenden Flächen, nehmen die emissionschwächeren Flächen bis 20 kgNH₃-N/ha•a einen höheren Anteil ein. Jedoch grenzen im Norden und im Süden jeweils auch Schläge mit Emissionswerten von knapp 50 kgNH₃-N/ha•a an (vgl. Abb. 30).

Die Gesamtemission der Ackerflächen beträgt im Mittel 36 kgN/ha•a (vgl. Tab. 25). Die Spanne reicht von <10 kgNH₃-N/ha•a auf nur mineralisch gedüngten Flächen bzw. emissionsfreien Brachen bis >80 kgNH₃-N/ha•a auf Flächen, die mit Hühnerkot gedüngt werden. Der Mittelwert der Ackerflächen liegt im oberen Bereich der mit Hilfe eines Modells im 75x75 km²-Raster für das Gebiet errechneten Emissionsdichte von 20-40 kgN/ha•a (ASMAN 1994, EMEP/MSCW 1996).

Im Schutzgebiet wurde anhand der Schafbeweidung eine auf die gesamte Weidefläche bezogene Emissionsdichte von 0,7 kgNH₃-N/ha•a im Heilig-See-Gebiet (7 ha) und 1,2 kgNH₃-N/ha•a im Erdfallsee-/Heideweihergebiet (13,6 ha) errechnet.

Der höchste Verlustanteil geht von der Gülledüngung aus (vgl. Tab. 25). Im Mittel emittieren 21 % des ausgebrachten Gülle-Stickstoffs als Ammoniak. Aufgrund der schlechten Infiltrationsbedingungen liegen die prozentualen Verluste beim Grünland höher. Wegen der geringeren Aufwandsmenge ist der gesamte Flächenverlust jedoch niedriger als auf Acker. Mist spielt sowohl auf Grünland als auch auf Acker gegenüber Gülle nur eine untergeordnete Rolle. Die höchsten Emissionen innerhalb der Grünlandnutzungstypen weisen Mähweiden auf, die höhere Düngergaben erhalten. Bei reinen Weiden erreichen die Emissionswerte aus den Ausscheidungen der Weidetiere die Dimension der Düngemittel-Emissionen.

Tab. 25: Ammoniak-Emissionsdichte (kgNH₃-N/ha•a) und Ammoniak-Verluste des gedüngten Stickstoffs (%) in der Risikozone um das NSG Heiliges Meer.

	Acker	Grünland			
		Gesamt	Weide ¹	Mähweide	Wiese
Anteil an LF	82 %	18 %	6 %	10 %	2 %
NH₃-Emission	(kgN/ha•a)	(kgN/ha•a)	(kgN/ha•a)	(kgN/ha•a)	(kgN/ha•a)
Gülle	24,8	10,2	5,9	18,7	-
Mist	5,6	1,1	0,5	2,2	-
Mineraldünger	2,5	0,6	0,4	0,6	1,3
Weidegang	-	6,7	6,5	9,0	-
Gesamt	32,9	18,5	13,3	30,5	1,3
NH₃-N-Verlust pro N-Zufuhr	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
Gülle	20,6	30,7	29,0	31,4	-
Mist	11,7	7,9	7,7	8,0	-
Mineraldünger	3,2	3,8	1,9	4,3	2,9

¹ ohne Weiden des Schutzgebiets

Stall-Emissionen

An zweiter Stelle des nationalen Ammoniakausstoßes nach den Düngungsverlusten stehen die Stallanlagen und Wirtschaftsdüngerlager der viehhaltenden Betriebe (ISERMANN

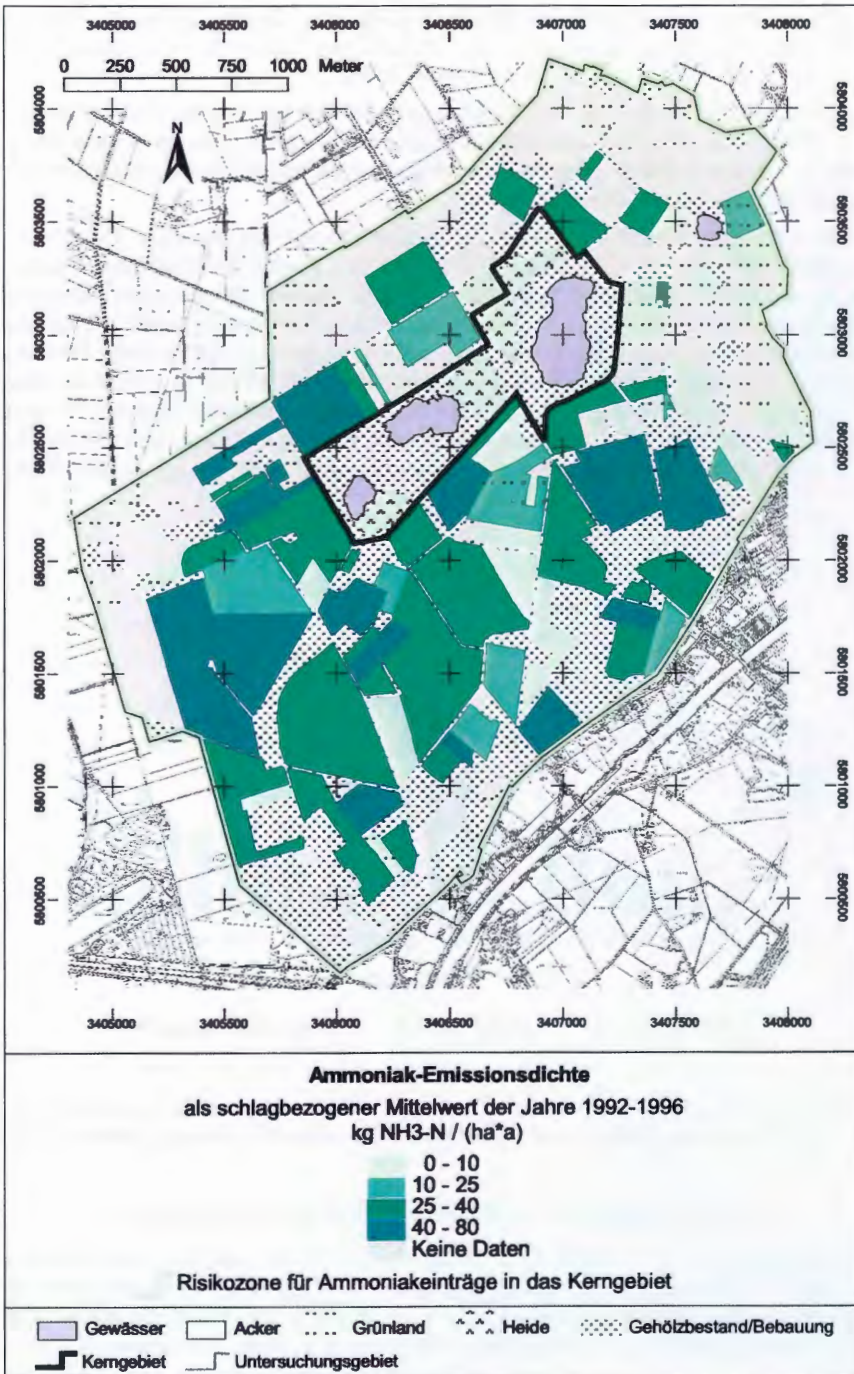


Abb. 30: Ammoniak-Emissionsdichte der landwirtschaftlich genutzten Flächen in der Risikozone um das NSG Heiliges Meer (Quelle: Betriebsleiterbefragung). Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

1994). Da mit nur zwei Ausnahmen die Gülle sämtlicher Betriebe bei Stall- und externer Unterflurlagerung abgedeckt ist, kann der Verlustfaktor Lagerung vernachlässigt werden (vgl. DE BODE 1991, SOMMER zit. in ISERMANN 1994).

Die Ammoniakemissionen aus dem Stallbereich werden anhand der Vieharten und -zahlen der Betriebe mit Flächen im Heiligen Feld unter Annahme von gebräuchlichen Entmistungsarten und Haltungssystemen mit Hilfe von Standard-Emissionsfaktoren berechnet (siehe BANGERT & KOWARIK 2000).

Die jährlichen Emissionen der viehhaltenden Betriebe reichen von unter 1 t NH₃-N/a bei den kleinen Betrieben bis über 3 t NH₃-N/a bei den großen Veredelungsbetrieben. Die Betriebe, die im Untersuchungsgebiet selbst liegen, weisen das geringste Emissionspotential auf (Abb. 31). Die großen Mastbetriebe mit dem höchsten Potential liegen etwa 2,5 km in Hauptwindrichtung vom Kerngebiet entfernt in der Ortschaft Uffeln. Hier wurden im Befragungsjahr über 3000 Mastschweine gehalten. SUTTON et al. (1998) konnten die Emissionen großer Mastanlagen noch in der genannten Entfernung messen. Demgegenüber spielen die Betriebe aus Hopsten, Recke-Obersteinbeck und Steinbeck mit Flächen im Gebiet aufgrund des Emissionsaufkommens und der Lage eine untergeordnete Rolle.

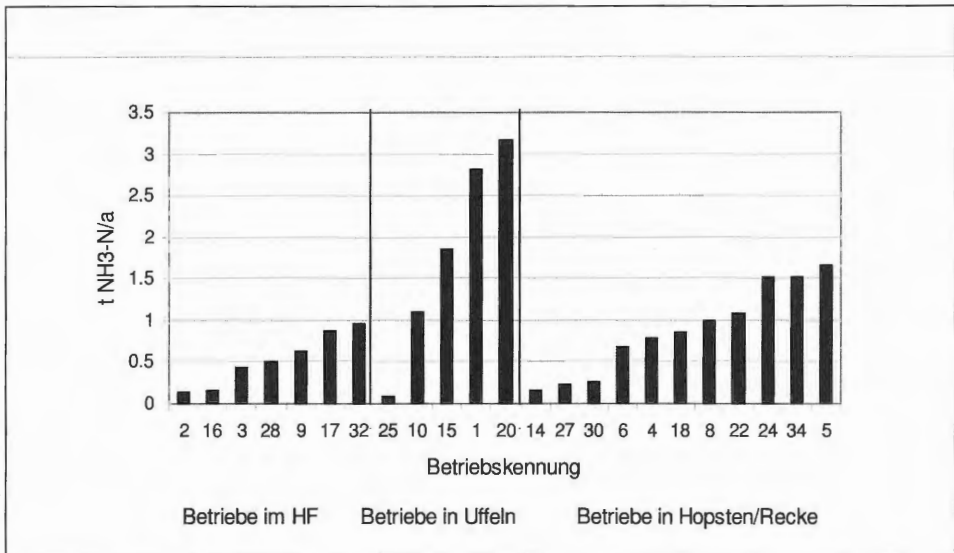


Abb. 31: Errechnete Ammoniak-Stallemissionen (t NH₃-N/a) anhand der Viehzahlen der Betriebe mit Flächen im Heiligen Feld (HF) (Quelle: Betriebsleiterbefragung, Werte aus 1996).

4.3.1.4 Abwehung partikulärer Nährstoffe (Winderosion)

Schäden durch Erosion entstehen nicht nur am Ort der Auswehung („on-site“) durch einen langfristigen Verlust der Bodenfruchtbarkeit. Wie bei der Wassererosion treten Beeinträchtigungen auch am Ort der Sedimentation („off-site“), z.B. in empfindlichen Lebensräumen, in das Blickfeld des Naturschutzes (KUNTZE et al. 1995, FRIELINGHAUS 1997). Die Bedeutung der Winderosion als Faktor der Phosphorbelastungen von Stillgewässern wurde unter anderem von SCHMIDT-LÜTTMANN et al. (1992) und SHARPLEY et al. (1995) nachgewiesen.

Für den Eintrag in „off-site-Ökosysteme“ ist der suspensive Transport der feinen Partikel (< 0,05 mm), zu denen die organischen Bestandteile des Bodens sowie Schluff- und Ton-

partikel gehören, von Bedeutung. Diese Fraktion weist zugleich das beste Bindungsvermögen für Phosphat auf. Angesichts der hohen im Boden angereicherten Phosphorüberschüsse der Nutzung und der Bedeutung als Mangelnährstoff für die oligotrophen Lebensräume kommt die Winderosion als potentieller Belastungsfaktor für das Kerngebiet in Frage.

Derzeit stehen weder Meßdaten zur „off-site“ Belastung zur Verfügung, noch gibt es für die hier verfolgte Fragestellung Verfahren zur Ermittlung des Bodenabtrags. Daher soll das Emissionsrisiko über eine qualitative, nicht aggregierte Abschätzung der wichtigsten Winderosionsfaktoren, die auf empirischen Untersuchungen basieren, erfolgen. Dies sind die Erosivität des Klimas, die bereits im Zusammenhang mit den Belastungspfaden behandelt wurde (Kap. 4.2.1.), die Erodierbarkeit des Bodens, die Windoffenheit der Landschaft und die Bodenbedeckung (CAPELLE & LÜDERS 1985, BEINHAEUER & KRUSE 1991, FRIELINGHAUS 1997). Im folgenden werden die Emissionsrisiken aus den Faktoren eingeschätzt und in Abb. 33 dargestellt.

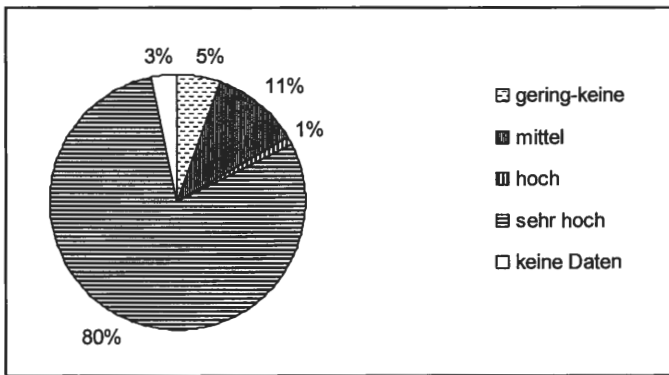


Abb. 32: Klassenhäufigkeit der potentiellen Winderosionsgefährdung landwirtschaftlich genutzter Böden in der Risikozone für partikuläre Nährstoffeinträge in das NSG Heiligens Meer.

Erodierbarkeit des Bodens

Das auf die Bodenschätzungsdaten des Untersuchungsgebietes angewendete Verfahren zur qualitativen Klassifizierung der Winderosionsanfälligkeit haben CAPELLE & LÜDERS (1985) auf der Grundlage quantitativer Messungen erarbeitet. Die Gefährdung der Mineralböden (EfA) wird aus der Bodenart, dem Humusgehalt der obersten Bodenschicht sowie der bodenkundlichen Feuchtestufe (BKF) abgeleitet. Die potentielle Winderosionsgefährdung der Moorböden (EfATorf) ergibt sich aus der Zersetzungsstufe des Niedermoortorfes (siehe BANGERT & KOWARIK 2000).

Durch die starke Entwässerung, die auch viele ehemalige Gley-Podsol-Böden erfaßt hat, fallen 87 % der Ackerflächen in die BKF-Stufen 2/1, 3/2, 4/2, d.h. auf ihnen reißt im Sommerhalbjahr der kapillare Anschluß ab. Zugleich herrscht die besonders erosionsanfällige Bodenart Mittelsand, feinsandig (mSfs) vor (vgl. Tab. 26).

Die Verteilung der Winderosionsgefahr landwirtschaftlich genutzter Böden im Untersuchungsgebiet zeigt Abb. 33. Für 80 % der Böden in der Risikozone besteht nach der Klassifikation von CAPELLE & LÜDERS (1985) eine sehr hohe Gefährdung (vgl. Abb. 35). Lediglich in der Heilig-Meer-Niederung findet sich ein größerer Anteil gering und mittel gefährdeter grundwassernaher Niedermoorböden, die größtenteils als Grünland genutzt werden.

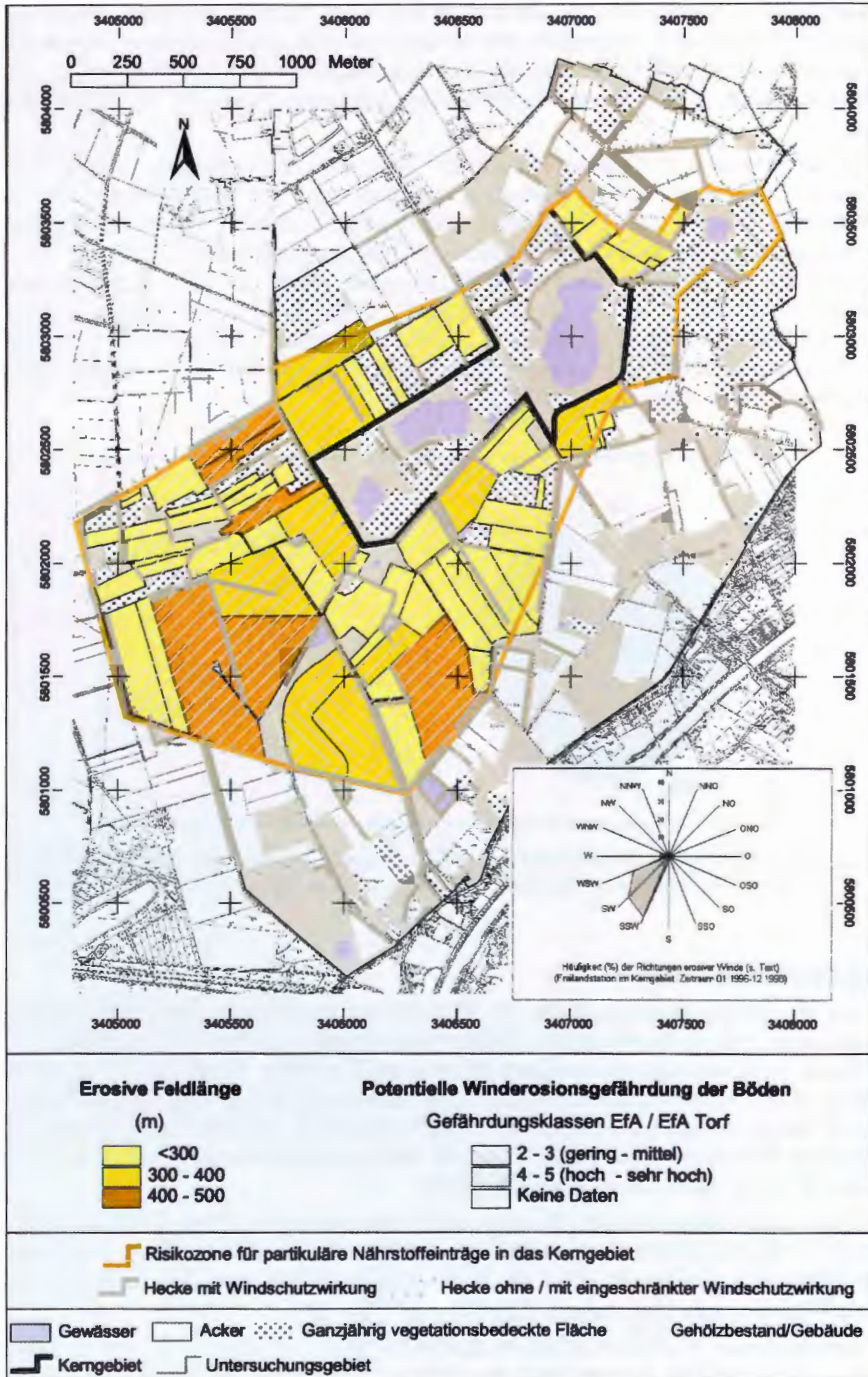


Abb. 33: Winderosionsgefahr auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen der Risikozone für partikuläre Nährstoffeinträge um das NSG Heiliges Meer (Quelle: Bohrlochdaten der Bodenschätzung, Digitale Wallheckenkarte DIWAK). Darstellung der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

Tab. 26: Erosionsrelevante Bodenmerkmale der Hauptnutzungstypen in der Risikozone um das NSG Heiliges Meer (Quelle: Bohrlochdaten der Bodenschätzung).

Bodenart / Humusgehalt bzw. Torfzersetzungsstufe	Acker		Grünland	
	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Sand (mSfs) / <4 %	221	88 %	22	48 %
Sand (mSfs) / >4 %	0	0 %	1	3 %
lehmiger Sand (SI1-3) / <4 %	5	2 %	1,8	4 %
Niedermoor und schwach sandiges Niedermoor / stark zersetzt	22	9 %	16	34 %
Niedermoor und schwach sandiges Niedermoor / schwach zersetzt	0	0 %	4	8 %
keine Daten	3	1 %	3	7 %
Σ	251	100 %	46	100 %

Windoffenheit der Landschaft

Bei gegebener Erosivität der Wetterlage und Bodenerodierbarkeit bestimmt die Boden- und Geländerauhigkeit, die sich im norddeutschen Agrarraum vor allem aus der Vegetationsdecke (s.u.) und der linienhaften Rauigkeit durch Busch- und Baumreihen ergibt, das Ausmaß der Winderosion. Die entlang des Vektors der Windrichtung gemessene Länge einer Fläche mit gleicher Bewirtschaftung, die nicht durch Windhindernisse wie Feldgehölze unterbrochen wird, bildet die „verwehungsbedeutsame Feldlänge“ (HASSENFLUG 1992). Je größer die Feldlänge, desto höher die Erosionsrate entlang der Windrichtung. Als Bewirtschaftungseinheit wird hier der Schlag aufgefaßt, das ist die mit derselben Fruchtart bestellte Fläche eines Besitzers, die nicht mit den auf Karten erkennbaren Grenzen übereinstimmen muß.

Für eine effektive Schutzwirkung der linearen Feldgehölze ist neben ihrer Lage und Ausrichtung auch ihre Struktur ausschlaggebend. Sie wurde mit Hilfe der forstlichen Wald- und Kleingehölzkartierung (Karte der Fläche mit Waldeigenschaft und sonstiger Landschaftselemente gem. § 2 BwaldG, §1 LfoG - Digitalisierte Wallheckenkartierung - DIWAHK, Stand Mai 1991), die 1997 im Gelände aktualisiert wurde, eingeschätzt.

Die Feldlängen der Risikozone des Kerngebietes sind in Abb. 33 und Tab. 27 dargestellt. Auf der Abbildung wurden die über dem Mittelwert des Gebietes liegenden Feldlängen von über 300 m hervorgehoben.

Tab. 27: Verwehungsbedeutsame Feldlängen der Ackerflächen in der Risikozone um das NSG Heiliges Meer (Median = 229 m).

Feldlänge (m)	Schläge Anzahl	Fläche (ha)
0-100	6	2
100-200	24	56
200-300	17	52
300-400	11	72
400-500	6	55
Σ	64	237

Tab. 28: Windschutzwirkung der linearen Kleingehölze in der Erosions-Risikozone um das NSG Heiliges Meer (Quelle: Digitalisierte Wallheckenkartierung - DIWAK, Stand Mai 1991, aktualisiert und verändert).

Windschutzwirkung (Merkmale der DIWAK-Erläuterungsberichte)	Länge (km)	Anteil (%)
ohne Windschutzwirkung (auf den Stock gesetzte Bestände, Hecken)	0,6	3 %
eingeschränkte Windschutzwirkung (Baumreihen / spärliche, lückige oder <1m breite Bestände)	3,2	16 %
volle Windschutzwirkung (Wallhecken / Gehölzstreifen)	13,2	66 %
Bestände ohne Daten	2,5	15 %
Σ	18,9 (70 lfd m/ha)	100 %

Bodenbedeckung

Auf Böden mit einer ganzjährig geschlossenen Vegetationsdecke, wie Dauergrünland oder mehrjährige Brachen, tritt keine Erosion auf. In landwirtschaftlichen Kulturen verhindert bereits ein Deckungsgrad der Feldfrucht von 50 % einen Bodenabtrag (FRIELINGHAUS & FUNK 1994, FRIELINGHAUS 1997). Die Bodenschutzwirkung der im Untersuchungsgebiet angebauten Fruchtarten wird nach den Kriterien Geschwindigkeit der Pflanzenentwicklung, Grad der Bodenbedeckung (Standraumverteilung) und Bedeckung während des Sommers bzw. Winters eingeschätzt (vgl. FRIELINGHAUS 1997).

Im Anbaujahr 1996 gab es folgende Verteilung (% von AF) der nach ihrer Bodenschutzwirkung gereihten **Fruchtarten**: Wintergerste (3 %) > Triticale und Winterroggen (30 %) > Sommergerste (4 %) > CCM-Mais und Körnermais (31 %) > Silomais (19 %); (Brache 7%, Fruchtarten mit <1%-Anteil: 4%).

Nach der Bodenbedeckungsdauer der **Fruchtfolgeglieder** innerhalb eines Jahres (gerechnet über das Winterhalbjahr von Juli bis Juni) haben die reinen Maisfruchtfolgen (entsprechend: Mais-Sommergetreide) sowie die Folge Wintergetreide-Mais ohne Zwi-

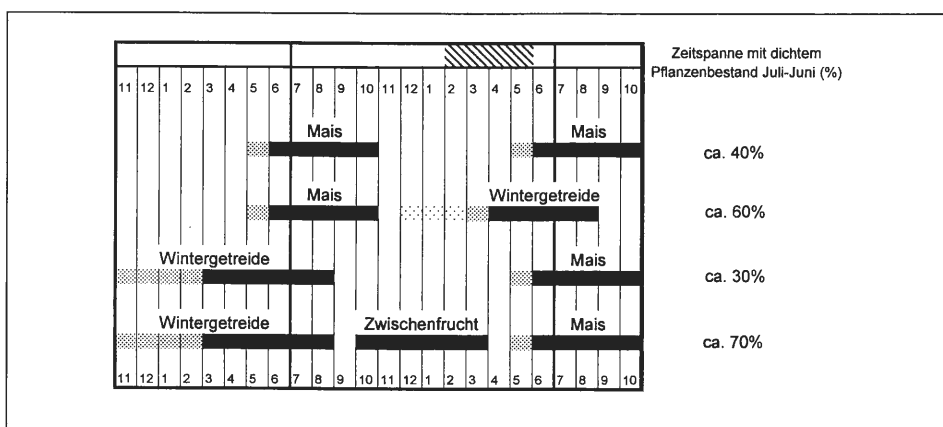


Abb. 34: Zeitspannen (Monate) mit dichtem Pflanzenbestand in den häufigsten Fruchtfolgegliedern des Heiligen Feldes. Der besonders erosionsgefährdete Zeitraum ist durch Quer-Schraffur gekennzeichnet. (Ausgangsdaten: Nutzung 1996-1997, Quellen: Betriebsleiterbefragung und Kartierung).

Tab. 29: Anteile der Fruchtfolgeglieder über das Winterhalbjahr im Heiligen Feld im Zeitraum 1992-1996 (Quelle: Betriebsleiterbefragung).

Fruchtfolgeglied	Zwischenfrucht	Rangfolge der Bodenschutzwirkung	Flächenanteil
Wintergetreide - Wintergetreide	mit	1	3 %
Wintergetreide - Mais	mit	1	29 %
Wintergetreide - Wintergetreide	ohne	2	2 %
Mais - Wintergetreide	ohne ¹	3	17 %
Mais - Brache	ohne	3	3 %
Mais - Sommergetreide	ohne ¹	4	5 %
Mais - Mais	ohne ¹	5	28 %
Wintergetreide - Mais	ohne	6	4 %
sonstige ²			9 %
Σ			100 %

¹ wirksamer Zwischenfruchtanbau ohne Untersaat aufgrund des späten Erntetermins nicht möglich

² <1 % Flächenanteil: Mehrjährige Brache, Brache-Wintergetreide, Sommergetreide-Mais, Wintergetreide-Zwischenfrucht-Sommergetreide, Wintergetreide-Winterraps, Mais-Zwischenfrucht-Mais, Raps-Wintergetreide, Weidelgras-Weidelgras

schenfrucht besonders ungünstigste Eigenschaften, da zur Haupterosionszeit Februar-Mai der Boden weitgehend unbedeckt ist (vgl. Abb. 34). Diese Fruchtfolgen hatten 1992-1996 einen Anteil von 37 % (Tab. 29). Die besten Bedeckungseigenschaften im gefährdeten Zeitraum haben Fruchtfolgeglieder, bei denen eine Zwischenfrucht auf Wintergetreide folgt (32 % Flächenanteil). Aufgrund des hohen Zwischenfruchtanteils von 90 % liegt der Wintergetreideanbau im Gebiet hinsichtlich des Erosionsschutzes nahe dem Optimum. Durch den hohen Maisanteil sind dennoch viele Flächen zur Haupterosionszeit unbedeckt. Untersuchungen im Februar und Mai 1996 ergaben einen Ackerflächenanteil ohne dichte Pflanzendecke von 33 % bzw. 57 % in der Risikozone. Dabei ist jedoch die Schutzwirkung von CCM-Maisstroh nicht berücksichtigt. Grünroggen, der im Untersuchungszeitraum häufig noch nach der Maiseinte eingesät wird, entfaltet durch die späte Maiseinte eine nur geringe Schutzwirkung.

4.3.1.5 Nitrat- und Phosphatauswaschung

Standortabhängige Auswaschungsgefahr für Nitrat

Da Nitrat kaum sorptiv gebunden wird, kann die standörtliche Auswaschungsgefahr mit Hilfe einfacher Modelle des konvektiven vertikalen Transports anhand der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers (%/a) klassifiziert werden. Die Austauschhäufigkeit wird nach Gleichung 2 errechnet (vgl. AG BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- UND -SCHONGEBIETEN 1992, MÜLLER 1997, BANGERT & KOWARIK 2000):

$$\text{Gl. 2: Austauschhäufigkeit (\%/a)} = \text{Sickerwassermenge (mm/a)} / \text{Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (FKWE) (mm)} \times 100$$

Die Größe beschreibt, wie häufig im Verlauf eines Jahres die Bodenlösung in der effektiven Wurzelzone im Zuge der Sickerwasserverlagerung ausgetauscht wird. Eine geringe Austauschhäufigkeit bedeutet ein hohes Rückhaltevermögen von Wasser und darin gelöster Nährstoffe im effektiven Wurzelraum.

Tab. 30 enthält die über die Fläche gewichteten mittleren jährlichen Sickerwassermengen und Austauschhäufigkeiten der landwirtschaftlichen Nutzungstypen im Heiligen Feld. Für die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche, d.h. für ca. 80 % des Heiligen Feldes, ergibt sich eine jährliche Sickerwassermenge von 335-353 mm und eine Austauschhäufigkeit von 381-502 %. Im Vergleich der Nutzungstypen liegt die Sickerwassermenge unter Grünland mit nur 254-278 mm deutlich niedriger als unter Acker (353-370 mm).

Die in der nahegelegenen Großlysimeteranlage St. Arnold gemessenen Grünlandwerte liegen mit 444 mm deutlich über den hier errechneten Werten (vgl. WEINERT 1999). Grund sind vermutlich die hohen Grundwasserstände der Grünlandflächen im Untersuchungsgebiet.

Tab. 30: Mittlere jährliche Sickerwassermenge (mm) und Austauschhäufigkeit des Bodenwassers (%) im Heiligen Feld (Berechnung nach MÜLLER 1997; Quellen: Bohrlochdaten der Bodenschätzungen 1972-1991, Nutzungskartierung 1996, Daten der Klimastation Heiliges Meer, Mittel der Jahre 1980-1998) (UG = Untersuchungsgebiet; die Wertespanssen resultieren aus den zugrunde liegenden Bodenschätzungsdaten).

Nutzung	Sickerwassermenge (mm)	Austauschhäufigkeit (%)	Flächenanteil im UG (%)
Landwirtschaftliche Nutzfläche	335-353	381-502	80 %
davon Acker	353-370	407-530	65 %
davon Getreide	354-372	416-546	27 %
davon Mais	355-373	406-531	35 %
davon Brache	328-329	363-421	3 %
davon Grünland	255-279	265-381	14 %

Nach der Klassifikation der AG BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- UND -SCHONGEBIETEN (1992) ist das standörtliche Verlagerungsrisiko auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Risikozone für Grundwassereinträge (vgl. Kap. 4.2.4.) insgesamt als „sehr groß“ einzuschätzen. Auf allen Ackerböden und ca. 90 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche liegt die Austauschhäufigkeit über 100 %, d.h. das gesamte Sickerwasser und seine Nitratfracht werden innerhalb eines Jahres aus dem Wurzelraum ausgewaschen und erreicht mit dem Grundwasserstrom potentiell das Kerngebiet. Abb. 36 zeigt die Verteilung der klassifizierten Standorte, Abb. 35 die Flächenanteile der Klassen in der maximalen Risikozone.

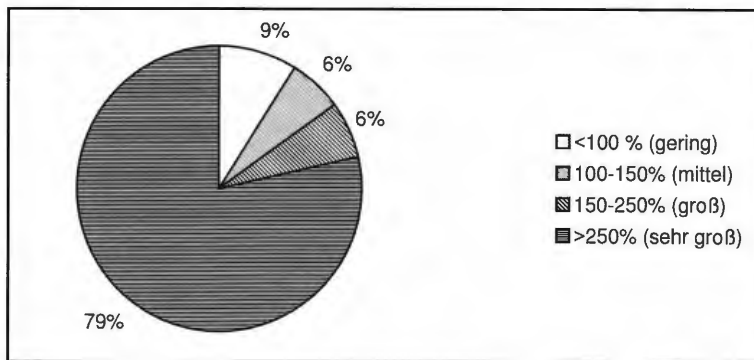
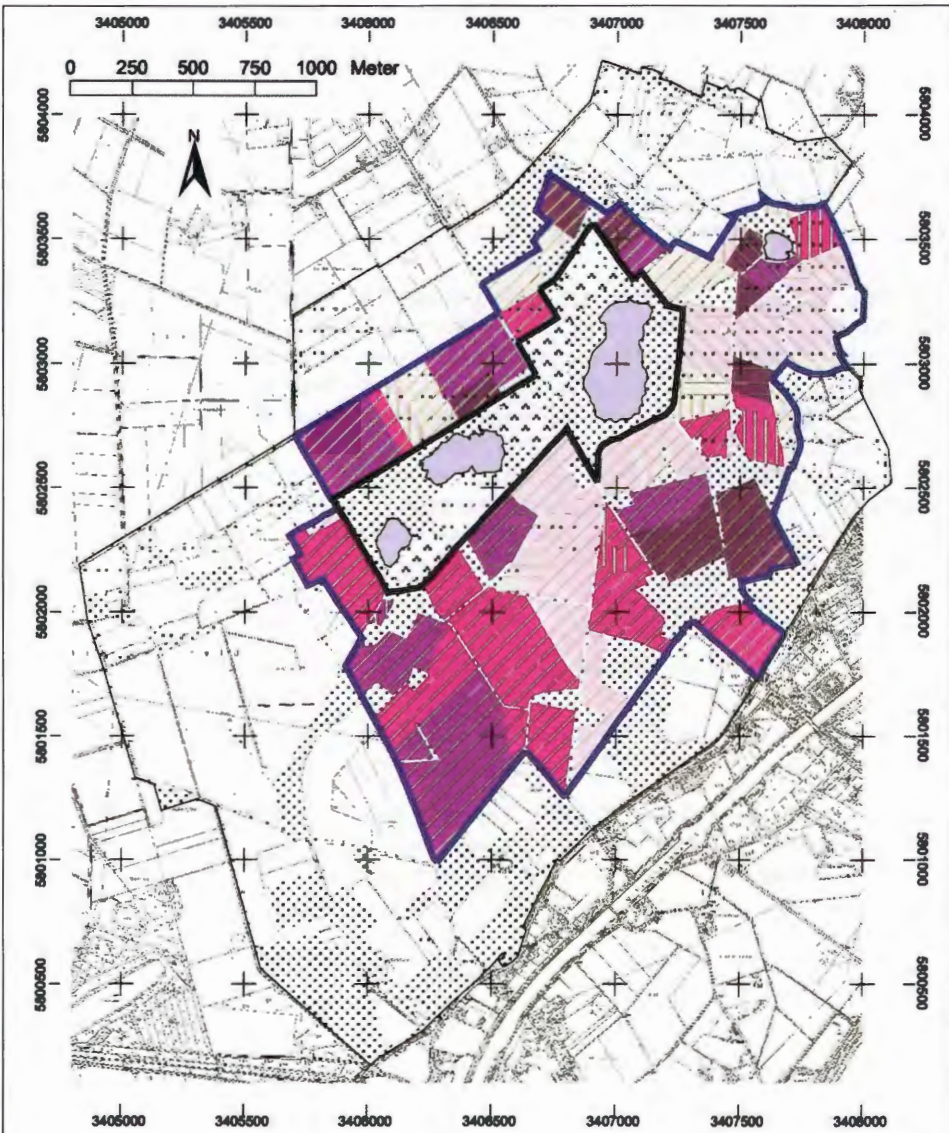


Abb. 35: Flächenanteile der klassifizierten Austauschhäufigkeiten des Bodenwassers (%) als Indikator der Nitrat-Auswaschungseffizienz in der Risikozone um das NSG Heiliges Meer (Klassifizierung nach AG BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- UND -SCHONGEBIETEN 1992).

Abb. 36: Potentielle Nitratfrachten im Sickerwasser landwirtschaftlich genutzter Flächen in der Risikozone um das NSG Heiliges Meer (Quellen: siehe Abb. 35). Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.



Nitratfracht im Sickerwasser

als schlagbezogener Mittelwert 1992-1996
kg NO₃-N / (ha*a)

- 0- 50
- 50-100
- 100-150
- 150-200
- keine Daten

Austauschhäufigkeit des Bodenwassers

langjähriger Mittelwert
% / a

- <100%
- 100-150%
- 150-250%
- >250%

Risikozone für Nitratreinträge in das Kerngebiet

- Gewässer
- Acker
- Grünland
- Heide
- Gehölzbestand/Bebauung
- Kerngebiet
- Untersuchungsgebiet

Potentielle Nitratkonzentration und Nitratfracht im Sickerwasser

Das nutzungsabhängige Nitratverlagerungsrisiko wird wesentlich durch den Stickstoffüberschuß der Bewirtschaftung bestimmt (vgl. ENGELS 1993, MÜLLER et al. 1995, BOUWER 1995. Zur Annäherung an den auswaschungsrelevanten Überschuß wird der als Ammoniak emittierte Stickstoff der Düngung und Beweidung (vgl. Kap. 4.3.1.3.) vom Gesamtüberschuß (vgl. Kap. 4.3.1.2.) abgezogen, da die Deposition entlang des Konzentrationsgradienten nicht auf der Quellfläche, sondern auf Flächen niedriger Konzentration, i.d.R. in naturnahen Lebensräumen, erfolgt (SUTTON et al. 1998, vgl. Eintragspfade, Kap. 4.2.1.).

Derzeit werden im Gewässerschutz zwei vereinfachte Verfahren zur Ableitung eines Gesamtwertes für das Nitratverlagerungsrisiko verwendet, die den N-Bilanzüberschuß (kgN/ha•a) mit den standortabhängigen Risikofaktoren aggregieren. Das Gesamtrisiko wird zum einen auf der Konzentrationsebene (potentielle Nitratkonzentration des Sickerwassers, BACH 1987, FLEIGE et al. 1996) und zum anderen auf der Frachtebene (potentielle Nitratfracht im Sickerwasser, FELDWISCH et al. 1998) angegeben. Bei beiden handelt es sich um potentielle maximale Werte zur qualitativen Risiko einschätzung, die vor quantitativen Auswertungen mit gemessenen Werte validiert werden müssen (vgl. GÄTH 1997, SCHUMANN et al. 1997). Vor allem auf Niedermoorböden ist mit einer höheren Auswaschung zu rechnen, da die Torfzersetzung nicht eingerechnet wird.

Gl. 3: Nitratkonzentration im Sickerwasser (mgNO_3/l) = $4,43 \cdot \text{Bilanzüberschuß (kgN/ha)} / \text{Sickerwassermenge (l/ha)}$

Gl. 4: Nitratfracht mit dem Sickerwasser ($\text{kgNO}_3\text{-N/ha}$) = $\text{Bilanzüberschuß (kgN/ha)} \cdot \text{Auswaschungsfaktor}$

Auswaschungsfaktor (AF): bei Austauschhäufigkeit (AH) < 100 % AF = AH/100
bei Austauschhäufigkeit (AH) > 100 % AF = 1

Nach Abzug der gasförmigen Verluste sind unter Acker im Mittel 65 kgN/ha•a in der minimalen und 91 kgN/ha•a der N-Bilanzüberschüsse in der maximalen Risikozone auswaschungsgefährdet. Unter dem langjährigen Mittel der Sickerwassermenge von 3,5-3,7 l/ha ergeben sich daraus potentielle Nitratkonzentrationen von 79-82 mg/l in der minimalen und von 108-115 mg/l in der maximalen Risikozone.

Messungen am Multilevel-Brunnen am Südrand des Schutzgebietes (ML1), der mit großer Wahrscheinlichkeit Wasser aus der minimalen Risikozone erfaßt, ergaben als Mittel über die Grundwasserhorizonte 2-10 m u. GOK Nitratgehalte von 50 mg/l, die etwa 30 mg/l unter den errechneten Werten liegen. Aus den Profilanalysen konnten deutliche Anzeichen für eine Denitrifikation ermittelt werden, so daß wahrscheinlich die Nitratgehalte während der Transportphase abgenommen haben (WEINERT et al. in diesem Band).

Die Konzentrationsberechnungen sind für Risikoabschätzungen und damit für die Planung nur bedingt geeignet, da durch den Verdünnungseffekt hohe Sickerwassermengen bei gleichen N-Überschüssen zu geringeren Konzentration führen. Dadurch werden das ökologische Belastungspotential und die Steuerungsfunktion der Sickerwasserhöhe nicht korrekt abgebildet.

Nach der standortmodifizierte Frachtberechnung (Gl. 4) wird auf 90 % der Flächen in der maximalen Risikozone der ganze Stickstoffüberschuß ausgewaschen und gelangt potentiell ins Grundwasser. Nur auf 10 % der Flächen, bei denen es sich durchweg um Grünland handelt, ist durch eine Austauschhäufigkeit <100 % mit einer geringeren Auswaschung zu rechnen.

In dem über die Fläche gewichteten Mittel der Jahre 1992-1996 wurden nach dem Modell in der maximalen Risikozone unter Acker 89 kgN/ha•a und unter Grünland 59 kgN/ha•a

Nitrat-Stickstoff verlagert. Abb. 36 zeigt die Verteilung der potentiellen Nitrat-N-Frachten der einzelnen Standorte und Schläge, Tab. 31 gibt die Mittelwerte an.

In der maximalen Risikozone, zu der 251 ha landwirtschaftliche Nutzfläche gehören, weisen über ein Drittel der Flächen potentielle Nitratfrachten von über 100 kgN/ha•a auf. Auch ein Schlag südlich des Erdfallsees, der in der großräumigen Grundwasser-Strömungsrichtung direkt an das Kerngebiet angrenzt (minimale Risikozone), liegt in dieser Klasse. Auf 28 ha, das sind 12 % der maximalen Risikozone, übersteigen die Frachten sogar 150 kgN/ha•a.

Tab. 31: Potentielle Nitratfrachten im Sickerwasser der landwirtschaftliche Nutzflächen um das NSG Heiliges Meer (Mittelwert der Jahre 1992-1996; Quelle: Betriebsleiterbefragung, Daten der Bodenschätzung).

Nutzung	Maximale Risikozone		Minimale Risikozone	
	kgN/ha•a	ha	kgN/ha•a	ha
Landwirtschaftliche Nutzfläche	84	251	63	20
davon Acker	89	194	63	20
davon Grünland	59	57	-	0

Kulturartenspezifische Auswaschungsrisiken für Nitrat

Neben der speziellen (düngedingten) Nutzungsintensität bestimmen weitere, kulturartenspezifische Faktoren die Nitrat-Auswaschung, die von den vorausgegangenen Indikatoren nicht abgebildet werden. Dazu gehören z.B. die Vegetationsstruktur, die die Interzeption und Sickerwassermenge bestimmt, oder die Stickstoffverwertung/-umsetzung durch die Pflanzen. Auch sie müssen bei der Analyse der Belastungsrisiken und Gegensteuerungsmöglichkeiten berücksichtigt werden.

Auswaschungsrisiken der Hauptnutzungstypen

Im Vergleich der Hauptnutzungstypen Wald, Acker, Grünland, Heide geht von **Äckern** das größte Auswaschungsrisiko unabhängig von der Düngungsintensität, allein aus der bewirtschaftungsbedingten Basisbelastung aus. Sie beruht auf einer erhöhten Mineralisierungsrate und Versickerung (u.a. WALTHER et al. 1985, WERNER et al. 1991, STREBEL et al. 1993). **Intensiv gedüngtes Grünland** hat ein Belastungspotential, das an die Ackernutzung heranreicht. Das belegen Sickerwasseruntersuchungen von ERNST (1990) und BENKE (1992). Hingegen kann die Auswaschung unter Extensivweiden ohne Winterfütterung und unter Mähwiesen, die bis zu 200 kgN/ha•a gedüngt werden, sehr niedrige Werte (<10 kgN/ha•a) erreichen (WALTHER et al. 1985, KNOBLAUCH & PFLERGER 1996, SAUER 1998). Auch im Untersuchungsgebiet wurden nach der Umwandlung eines Ackers in eine Färsenweide deutlich zurückgehende Nitratgehalte in der angrenzenden Grundwassermeßstelle nachgewiesen (GWM 4, WEINERT et al. in diesem Band).

Im oberflächennahen Grundwasser der **Heiden** und der **ungedüngten Grasweiden** im Zentrum des Kerngebietes wurden sehr geringe Leitfähigkeiten gemessen (WEINERT et al. in diesem Band), was auf eine geringe Nährstoff-Auswaschung hinweist. Weil die Flächenausdehnungen der beprobten Nutzungstypen im Kerngebiet zu klein sind und externe Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit nicht ausgeschlossen werden können, lassen sich die Auswaschungsrisiken beider Typen nicht weiter differenzieren.

Unter **Wald** ist die Grundwasserneubildung zwar am geringsten, jedoch kann die erhöhte Interzeption atmogener Schadstoffe gegenüber den anderen Nutzungstypen zu erheblichen Auswaschungsmengen führen (u.a. MATZNER & MEIWES 1990). Daher wird im

Grundwasserschutz der Wald „(...) nicht mehr als vorbehaltlos positiv wirkende Bodennutzung angesehen“ (WALTHER 1992b: 61).

Für das Nitrat-Auswaschungsrisiko der Nutzungstypen wird nach den Grundwassermessungen im NSG, den Sickerwassermessungen in anderen Gebieten sowie den Kriterien Grundwasserneubildung und Interzeption folgende Reihung aufgestellt: Acker > Intensivgrünland > Wald > Heide/ungedüngte Weide/extensiv gedüngte Wiese.

Ackerkulturen: Erntereste, Stickstoffverwertung und Auswaschungsschutz im Winterhalbjahr

Für die Risikoeinschätzung ist vor allem das Verhalten der Kulturarten im Winterhalbjahr von Bedeutung, da hier die höchsten Sickerwasserraten herrschen und zugleich die pflanzliche Stickstoffaufnahme eingeschränkt ist.

Zwischenfrüchte oder Winterungen, die vor dem 1. Oktober eingesät werden, verringern die Sickerwassermenge und können den auswaschungsgefährdeten mineralischen Stickstoff festlegen. Die Maisfruchtfolgen ohne Zwischenfrüchte (Anteil 1992-1996 ca. 32 %) haben die ungünstigsten Eigenschaften, da durch die Hauptwachstumszeit im Juni der im Frühjahr verstärkt mineralisierte Stickstoff im Gegensatz zum Getreide noch nicht verwertet wird und bei den hohen Niederschlägen im Mai und Juni erhebliche Nährstoffauswaschungen auftreten können. Die Risikobewertung der Fruchtfolgen entspricht bezüglich der Stickstoffverwertung und Sickerwassermenge der Reihung, die bereits für die Erosionswirkung aufgestellt wurde (Tab. 29, Kap. 4.3.1.4.). Bei der Beurteilung der Erntereste, die einen gewissen Erosionsschutz bieten, gibt es jedoch Unterschiede. Von CCM- und Körnermais-Flächen (Anteil 1996 ca. 32 %) geht ein Auswaschungsrisiko aus, da der größte Teil der Pflanze nach der Ernte auf der Fläche verbleibt, z.T. im Herbst zur „Stroh-gare“ Gülle gedüngt wird und in Phasen erhöhter Mineralisierung dann größere Stickstoffmengen freigesetzt und nachfolgend im Winter ausgewaschen werden können (CLAUPEIN 1994). Auch aus den Getreideflächen ohne Strohabfuhr (Anteil 1996 ca. 43 %), das in der Veredelung häufig nicht verwertet werden kann, resultiert ein erhöhtes Risiko gegenüber Flächen mit Abfuhr. Aufgrund des großen C:N-Quotienten im Vergleich zu Mais- oder Rapsstroh sind die Verluste jedoch geringer.

Phosphat-Auswaschung

Die standortabhängigen Risikofaktoren der Phosphatauswaschung unterscheiden sich grundlegend von denen der Nitratauswaschung. Aufgrund ihrer hohen Sorptionsaffinität, vor allem gegenüber oxalatlöslichen Fe/Al-Oxiden/Hydroxiden im Boden, ist die Löslichkeit und Verlagerbarkeit der Phosphorverbindungen wesentlich geringer (vgl. WERNER & PIHL 1998). Eine Phosphorzufuhr führt deshalb tendenziell zur Anreicherung anorganischer Phosphorverbindungen statt zur Auswaschung. Dennoch gibt es Beispiele für eine Tiefenverlagerung, für den horizontalen Transport und für Gewässerbelastungen in Sandgebieten (vgl. VANEK 1993, HUGENSCHÜTT & NOLTE 1994, LADEMANN & PÖTHIG 1994). Wenn Phosphat die eigentliche Bodenzone, in der die Hauptfestlegung und der Entzug durch Pflanzen stattfinden, passiert hat und bis zu einer Tiefe von 1-2 m durch das Substrat vorgedrungen ist, ist ein weiteres Vordringen in den Grundwasserleiter wahrscheinlich (DRIESCHER & GELBRECHT 1990). Aus hydrologischer Sicht ist aufgrund der höheren Sickerwassermenge die Verlagerungsgefahr auf Sandböden höher als auf Niedermoorböden und unter Acker höher als unter Grünland (vgl. WERNER & PIHL 1998). Dennoch halten die Autoren aufgrund einer großflächigen Erhebungsuntersuchung zum P-Austrag das Risiko von Grundwasserbelastungen auf den sandigen Böden der Region selbst bei den nutzungsbedingt sehr hohen P-Versorgungsniveaus für gering, da bereits ab 60 cm Tiefe Phosphorgehalte, die relativen P-Sättigungen und damit die P-Gehalte in der Bodenlösung

deutlich abnehmen. Ausnahmen stellen jedoch Böden mit hoch anstehendem Grundwasser (<1 m) dar (WERNER & PIHL 1998).

Auch wenn Hinweise auf anthropogene Phosphoreinträge über das Grundwasser fehlen (WEINERT et al. in diesem Band), erfordert das Vorsorgeprinzip, bei Flächen mit hohen Grundwasserständen, die an das Kerngebiet und das Kleine Heilige Meer angrenzen und als Acker genutzt werden, von einem Belastungsrisiko auszugehen. Das ist bei insgesamt 2 Ackerschlägen der ansonsten durch Schutzgebietsauflagen dauerhaft als Grünland geschützten Heilig-See-Niederung der Fall (nördlich des Großen u. Kleinen Heiligen Meeres).

4.3.1.6 Abwassereinleitung und Oberflächenabfluß

Anthropogene Schadstoffeinträge mit dem Oberflächenwasser können das Kerngebiet vor allem am Südostrand über die Meerbecke belasten. Durch das Einzugsgebiet der Meerbecke, das über das Untersuchungsgebiet hinausreicht, wird der Suchraum für Schadstoffeinträge sehr groß. Der diffus über Grund- und Dränwasser in den Bach eindringende Schadstoffanteil, relevant sind vor allem die leicht verlagerbaren Nitrate, wird zum größten Teil durch die schlagbezogene Einschätzung der Nitrat- und Phosphatauswaschung erfaßt (vgl. Kap. 4.2.1, Tab. 29). Noch nicht berücksichtigt ist jedoch der punktuell aus Einleitungen und ebenfalls diffus aus Oberflächenabfluß und Direkteinträgen entlang der Uferstrecke stammende Anteil, der besonders für Phosphateinträge relevant ist. Hier ist vor allem der Abstand und die Uferstruktur (Uferwälle, Gehölzstreifen) zwischen dem Vorfluter und einer möglichen Schadstoffquelle von Bedeutung, die durch die Risiko-Indikatoren „Abschirmwirkungen entlang der Uferstreifen“ und „Punktuelle Einträge“ erfaßt werden sollen.

Abschirmwirkungen entlang der Uferstreifen

Je geringer der Abstand zwischen Bach und angrenzender landwirtschaftlichen Nutzfläche, desto größer ist die Gefahr, daß bei der Düngerausbringung oder bei Extremniederschlägen Stoffe in die Meerbecke gelangen. FABIS et al. (1995) veranschlagen, ausgehend von der Arbeitsbreite landwirtschaftlicher Nutzfahrzeuge, einen Risikokorridor von 5 m entlang von Fließgewässern. Gehölzstreifen halten Direkteinträge ab.

Abb. 37 stellt die eintragsrelevanten Ufereigenschaften der Meerbecke und des Vorflutersystems im Norden und Westen des Erdfallsee-/Heideweihergebietes dar. Etwa die halbe Uferlänge wird von Äckern gesäumt, die größtenteils einen Abstand von weniger als 5 m aufweisen (vgl. Tab. 32). Bei etwa 10 % der Uferlänge beträgt der Abstand sogar weniger als 2 m. Nur ein geringer Anteil (11 %) der Uferstrecke an den Äckern wird wirksam gegen Direkteinträge durch Gehölzstreifen geschützt, und bei 16 % können Erdwälle den Übertritt von Oberflächenabfluß verhindern.

Punktuelle Einträge

Seit 1987 werden in der Meerbecke an der Biologischen Station deutlich erhöhte Leitfähigkeitswerte gemessen (Rehage 1999 mdl.). Durch spätere Untersuchungen konnte die Herkunft eindeutig einem Steinbruchgelände bei Uffeln zugeordnet werden (PUST 1993), von wo das in die Abgrabungen sickernde Grundwasser in einen künstlichen Meerbeckezufluß gepumpt wird, der unter dem Mittellandkanal hindurchführt und etwa auf Höhe des Schutzgebiets-Südrands in den Bach mündet (vgl. Abb. 37). Die Herkunft des eindringenden Wassers aus Grubenwässern des stillgelegten Westfeldes der Preußag AG ist wahrscheinlich. Im Kartierungszeitraum waren die Pumpen des Steinbruchs noch

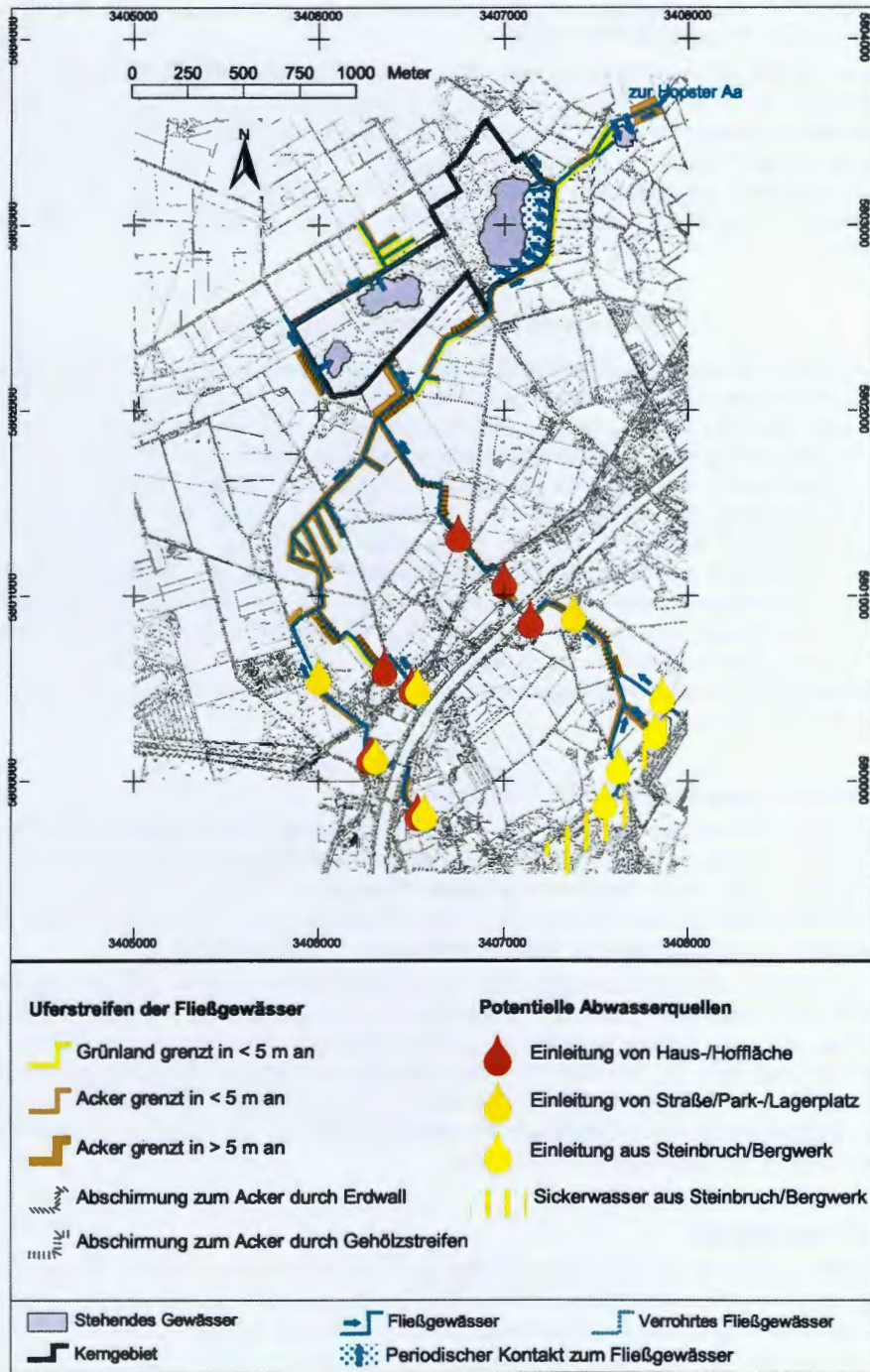


Abb. 37: Potentielle Belastungsfaktoren im oberirdischen Einzugsgebiet der Meerbecke. Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

Tab. 32: Uferabschnitte der Meerbecke: Angrenzende Nutzung, Abstand zur Nutzung, abschirmende Strukturen gegen die Ackernutzung (in km und %) (Quelle: Kartierung 1997).

Angrenzende Nutzung	Abstand (m)	Länge (km)	Anteil (%)
Acker	<2	2,8	10 %
	2 - 5	7,2	26 %
	>5	2,2	8 %
Grünland	<2	1,6	6 %
	2 - 5	1,4	5 %
Sonstige		12,8	46 %
Σ		28	100 %
Abschirmende Strukturen an Ackerflächen		(km)	(%)
Gehölzstreifen als Schutz vor Direkteintrag		1,4	11 %
Erdwall als Schutz vor Einträgen mit dem Oberflächenabfluß		2	16 %
Ohne Abschirmung		8,8	72 %
Σ		12,2	100 %

aktiv. Durch einen neuen Vorfluter am Steinbruch, der das Grundwasser Richtung Nordwesten abführt, ist der Hauptemissionsfaktor inzwischen entschärft worden. Nur bei extremen Hochwässern konnte eine zeitlich befristete Einleitung über erhöhte Leitfähigkeitswerte nachgewiesen werden (HAGEMANN et al. in diesem Band). Ohne den künstlich eingepumpten Abwasseranteil besteht weiterhin ein diffuser Eintrag aus dem Steinbruchbereich über zwei weiter nördlich in den Meerbeckezufluß mündende Vorfluter (vgl. Abb. 37).

Nach Wegfall des Haupteintrags verbleiben private Einleitungen als punktuelle Schadstoffquellen. Was den Schadstoffeintrag angeht, können nur Mutmaßungen anhand der Herkunft der Einleitungen angestellt werden, die durch weitere Untersuchungen verifiziert werden müssen. Das Risiko von Nährstoff-, speziell Phosphateinträgen ist bei einer Herkunft von Haus- und Hofflächen besonders groß, während von Straßen, Park- und Lagerplätzen vor allem Öl- und Reifenabrieb in den Vorfluter gelangen können. Insgesamt konnten im gesamten Einzugsgebiet der Meerbecke 12 Einleitungspunkte ermittelt werden (vgl. Abb. 37).

4.3.2 Bewertung der Handlungsprioritäten

Die Erkenntnisse über die ökologischen Wirkungszusammenhänge reichen nicht aus, um aus der dargestellten Emissionssituation quantitative Belastungsschwellen oder unmittelbare Ziele zum Schutz des Kerngebietes abzuleiten (vgl. PFADENHAUER 1994). Die Einstufungen der abiotischen Emissionsrisiken, wie z.B. die „standörtliche Nitrat-Auswaschungsgefahr“ nach FLEIGE et al. (1996) (vgl. Abb. 35) haben zwar den Status überregionaler fachlicher Umweltqualitätsstandards, müssen aber gebietspezifisch validiert werden. Für die nutzungsbezogenen Indikatoren fehlen solche Klassifikationen als Bewertungsgrundlage völlig: Eine Feststellung, „von 150 kg/ha•a N-Überschuß geht eine Belastungswirkung aus, und es besteht Handlungsbedarf, von 50 kgN/ha•a jedoch nicht“, kann rein fachlich nicht begründet werden. Um dennoch den Handlungsbedarf des Naturschutzes einzustufen zu können, wird aus den dargestellten raumbezogenen Emissionsdaten eine ordinale Vorrangbewertung für emissionsmindernde Maßnahmen vorgenommen. Sie hat zwei Stufen.

Ein Vorrang nach dem langfristig stabilen Risiko ergibt sich aus einer Verknüpfung der Risikozonen, die auf den Belastungspfaden des Kerngebietes basieren, mit abiotischen

Risikofaktoren (Boden, Klima), z.B. Austauschhäufigkeit des Bodenwassers. Darüber hinaus werden auch Parzellengrenzen und Hecken sowie Nutzungsregelungen durch Eigentumsrechte und Schutzgebietsverordnungen (Flächenbesitz des Landschaftsverbandes Westfalen-Lippe, Dauergrünland im NSG) als dauerhafte Faktoren betrachtet (zur Verschneidung im GIS siehe BANGERT & KOWARIK 2000).

Als Beispiel für die Verknüpfungslogik diene das Belastungsrisiko durch Nitratreinträge: Das größte Risiko und damit ein vorrangiger Handlungsbedarf wird Flächen zugewiesen, die in Richtung der Grundwasserströmung direkt an das Kerngebiet grenzen (minimale Risikozone) und zudem eine sehr hohe Austauschhäufigkeit des Bodenwassers aufweisen.

Tab. 33 zeigt das Verknüpfungsschema und Abb. 38 stellt die langfristig stabilen Belastungsrisiken auf allen Schlägen im Umfeld des Kerngebietes dar.

Damit liegt eine dauerhafte, von kurzfristigen Bewirtschaftungsänderungen unabhängige Grundlage für die Handlungsprioritäten des Naturschutzes vor, die als Rahmenvorgabe der Zielfindung dient.

Tab. 33: Langfristig stabile Belastungsrisiken auf landwirtschaftlichen Nutzflächen (LF) im Heiligen Feld (525 ha = 100 %; 24 km als Uferstreifen = 100 %) und daraus abgeleitete Vorrangstufen für Gegensteuerungsmaßnahmen.

Belastungsfaktor und Kurzzeichen (Abb. 38)	Risikokriterien	Räumlich-standörtliches Belastungsrisiko	Risiko=Vorrangstufe (Abb. 41)	LF (ha)	Anteil (%)
Nitrat (Auswaschung) N	Risikozone, Austauschhäufigkeit des Bodenwassers ¹	hoch	N1	18	3 %
		mittel	N2	181	34 %
		gering	N3	42	8 %
		keine Daten	k.D.	19	4 %
Partikuläre Nährstoffe (Winderosion) P	Risikozone, Potentielle Winderosionsgefährdung der Mineral- und Torfböden, Feldlänge ¹	hoch	P1	30	6 %
		mittel	P2	56	11 %
		gering	P3	30	6 %
		keine Daten	k.D.	19	4 %
Ammoniak (Ausgasung) A	Risikozone ²	hoch	A1	97	18 %
		gering	A2	430	82 %
Phosphat (Auswaschung) S	Risikozone, Grundwasserflurabstand ³	hoch	S	9	2 %
				Uferstreifen (km)	Anteil (%)
Phosphat/Nitrat (Oberflächenabfluß in die Meerbecke)	Abstand zum Acker, Abschirmung (Wälle; Gehölze), Uferneigung ⁴	hoch	-	3,3	14 %
Phosphat/Nitrat (Direkteintrag in die Meerbecke)	Abstand zur LF Abschirmung durch Gehölzstreifen ⁵	hoch	-	5,6	23 %

¹ Aggregationsmatrizes siehe BANGERT & KOWARIK (2000)

² Für Ammoniak fehlen differenzierende abiotische Emissionsfaktoren, so daß sich die Einstufung allein aus den Risikozonen ergibt. Das größte Belastungsrisiko (A1) geht danach von den direkt angrenzenden Flächen aus.

³ Ein aufgrund der geringen Verlagerungsgefährdung nicht weiter räumlich differenziertes Phosphat-Auswaschungsrisiko ist auf den direkt an das Kerngebiet grenzenden Flächen mit hoch anstehendem Grundwasser (<1 m) gegeben (vgl. Kap. 4.3.1.5)

⁴ Ackerflächen, die in ≤2 m zur Wasserlinie angrenzen oder bei einer steilen Uferböschung in ≤5m angrenzen und die jeweils keine abschirmenden Strukturen (Erdwälle, Gehölzstreifen) aufweisen.

⁵ Ackerflächen, die in ≤5 m zur Wasserlinie angrenzen und keine abschirmenden Gehölzstreifen aufweisen.

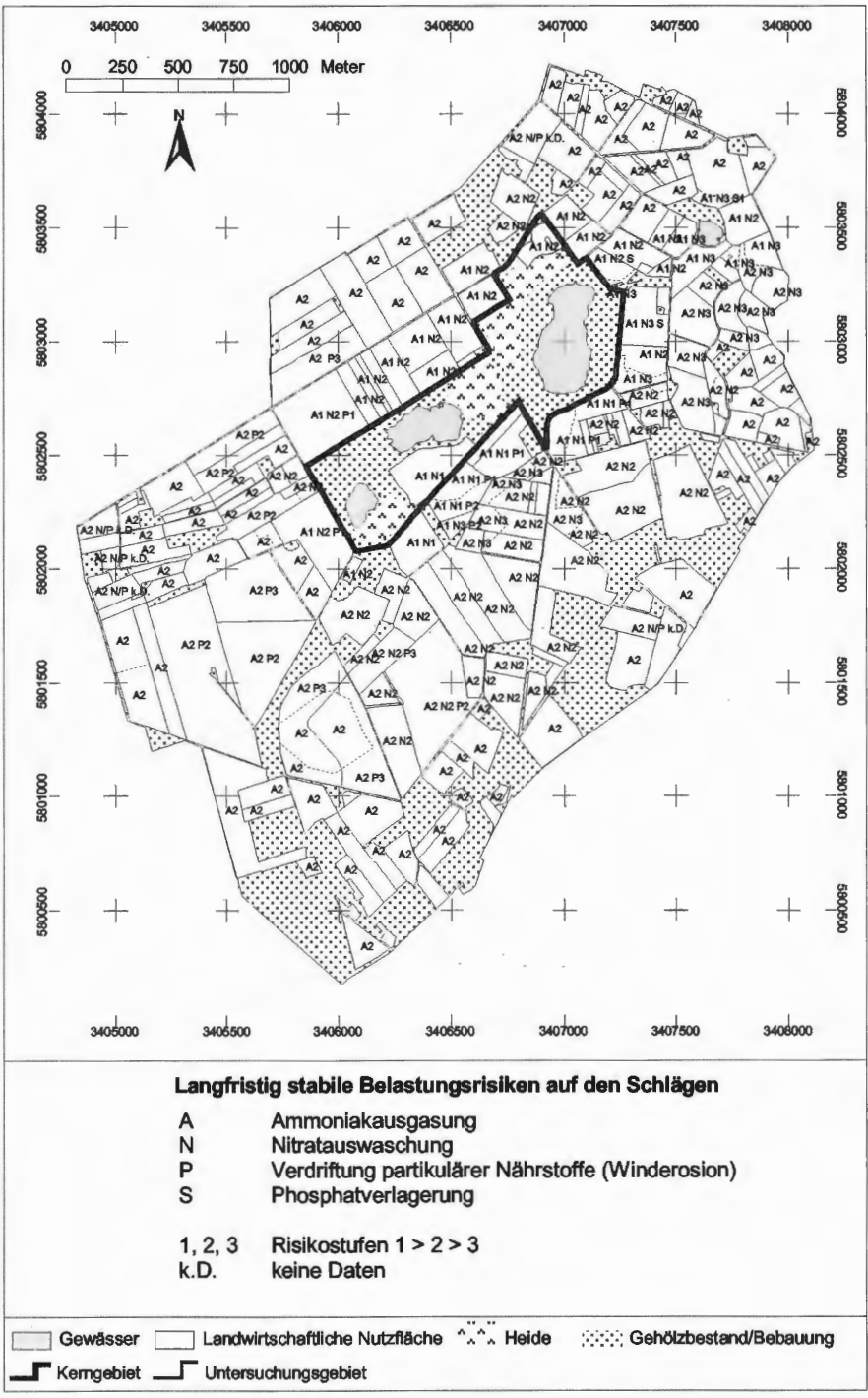


Abb. 38: Schlagbezogene, langfristig stabile Belastungsrisiken im Umfeld des NSG Heiliges Meer
 Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

Tab. 34: Mögliche Handlungsziele/-standards und Handlungspotential zur Verminderung der Emissionen im Umfeld des NSG Heiliges Meer im Rahmen der konventionellen Nutzung (integrative Umsetzung) und durch Nutzungsumstellung (segregative Umsetzung).

	Handlungsziel	Handlungsstandard	Handlungspotential
Integrativ	Generelle Emissions-Vermeidung durch Flächen-Stillelegung	Lenkung der konjunkturellen betrieblichen Stillelegungsfläche in die Risikozonen; Bedingung: gezielte Begrünung, Umbruch im Frühjahr und entweder dauerhafte oder kurzfristige (<5 Jahre) Stillelegung, um erhöhte Emissionen im Winter bzw. beim Umbruch zu vermeiden	wird derzeit im Gebiet nicht gezielt umgesetzt
	Verringerung der auswaschungsgefährdeten Nährstoffüberschüsse durch Optimierung der Düngungs-Feinstuerung	a) Jährliche schlagweise N_{\min} -Untersuchungen vor Vegetationsbeginn (spezielles Verfahren für Mais im Bereich der Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe, siehe HOEGEN & WERNER 1998) b) Jährliche Gülleanalysen durch eigene Schnelltests oder Laboruntersuchungen durch die Landwirtschaftliche Forschungs- u. Untersuchungsanstalt c) Schlagkarteien/Weidetagebücher mit Stoffbilanzierungen	73 % der Betriebe haben keine Gülleanalysen und 47 % keine N_{\min} -Bodenuntersuchungen durchgeführt; die übrigen nahmen die Proben nicht jährlich; 13 von 15 befragten Betriebe führten keine Schlagkarteien (Hintergrund: Praxis 1996)
	Spezielle Düngeoptimierung im Ackerbau - Begrenzung der Zwischenfruchtdüngung	a) 0 kgN/ha bei hohen N_{\min} -Restwerten, Ansaat nach Mitte September oder vor Winterungen (nach BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS 2000) b) max. 30 kgN/ha vor Sommerungen (nach FELDWISCH & SCHULTHEISS 1998)	für den Handlungsstandard b) beträgt das Einsparpotential 28 kg Gülle-N/ha (Anbaufläche); Hintergrund: mittleres Düngenniveau (1992-1996): 58 kg/ha Gesamt-N aus Gülle zur Zwischenfrucht nach Getreide
	- Substitution von Mineraldünger durch Schleppschlauchanwendung in der Frühjahrsdüngung	keine Werte verfügbar	a) mindestens 19 kg pflanzenverfügbares Gülle-N/ha (Anbaufläche) Einsparpotential allein durch Verwendung der oben eingesparten 28 kgN/ha in der Frühjahrsdüngung zu Wintergetreide (entspricht 6 kgN/ha AF); Annahme 70%ige Verfügbarkeit b) insgesamt 15 kgN/ha AF (geschätzt) Einsparpotential durch weitere Erhöhung des Gülleanteils in der Getreide- u. Maisdüngung (Hintergrund: mittlere Düngung 1992-1996)
	- Verringerung der Phosphor-Unterfußdüngung zu Mais	Bemessung nach Bodengehalten (nach JACOBS 1997) a) 15-20 mg P_2O_5 /100 gr Boden: 70 kg P_2O_5 /ha b) 21-25 mg P_2O_5 /100 gr Boden: 40 kg P_2O_5 /ha c) >25 mg P_2O_5 /100 gr Boden: 0 kg P_2O_5 /ha	13 kg P_2O_5 /ha AF Einsparpotential durch Reduktion der Gaben, die über der Maximalgabe (70 kg) liegen; Hintergrund: mittleres Mais-Düngenniveau (1992-1996): 80 kg P_2O_5 /ha; Annahme der untersten Versorgungsstufe
	Optimierung/Verminderung Wirtschaftsdüngung - Optimierung Lagerkapazität / Düngszeitraum	a) mindestens 6, optimal 8 Monate Lagerkapazität (nach KOWALEWSKY & LAURENZ 1991) b) keine Gölledüngung Mitte Oktober bis Mitte Februar (keine Herbstgabe, wenn keine Folgefrucht angebaut wird)	12 von 15 befragten Betrieben haben eine Lagerkapazität <8 Mon. 5 von 15 befragten Betrieben haben eine Lagerkapazität <6 Mon. (Hintergrund: 1996)
	- Nährstoffangepaßte Fütterung	a) Zweigeteilte Fütterung der Sau u. Phytaseeinsatz in der Ferkelproduktion b) Einsatz von Phytase, Phasenfütterung in der Schweinemast c) Vermeidung von Über- u. Untergehalten im Futter in der Bullenmast (nach HOEGEN & PFEFFER 1996 und SPIEKERS 1996)	16 kgN/ha AF; 15 kg P_2O_5 /ha AF (= 11 % N und 17 % P Gülleanfall) Einsparpotential; Hintergrund: Viehbestand 1996; Annahmen: konventionelle Fütterung; Berücksichtigung des geringeren Gülleanfalls in der Düngplanung im Gebiet
	- Biogasproduktion aus Gülle	Erhöhung des sofort pflanzenverfügbaren N-Anteils u. Verbesserung der Eigenschaften zur Düngung in den wachsenden Bestand; zur Verhinderung erhöhter Ausbringungsverluste sind zusätzliche Schutzmaßnahmen (s.u.) erforderlich.	wird im Gebiet derzeit nicht durchgeführt

	Handlungsziel	Handlungsstandard	Handlungspotential
Integrativ	Optimierung Sickerwassermenge u. pflanzliche Nährstoffverwertung als Auswaschungsschutz durch Ausweitung des Zwischenfruchtanbaus bei Getreide	a) grundsätzliche Begrünung mit Zwischenfrüchten (optimal Ackersenf) nach frühräumenden Kulturen b) später Umbruch: bei Sommerungen als Folgekultur etwa im März-April (nach FELDWISCH & SCHULTHEISS 1998) c) Zwischenfruchtaussaat vor Mitte September	10 % Getreidefläche ohne nachfolgende Zwischenfrüchte (Hintergrund: Fruchtfolge \varnothing 1992-1996)
	Erprobung/Einführung von Mais-Untersaaten	z.B. Versuche mit späten Sorten des deutschen Weidelgrases, die in 30-40 cm hohe Maisbestände eingesät werden (nach FELDWISCH 1998)	wird im Gebiet derzeit nicht durchgeführt
	Vermeidung Grünlandumbruch	a) Moorböden generell ohne Umbruch b) andere Böden: Erneuerungsintervalle >6 Jahre ohne Ackernutzung (nach ROTH et al. o.J.)	häufiger Umbruch des Moorbodens an der Nordgrenze des Kerngebietes
	Verringerung Ammoniakemissionen durch Verlustminimierung bei der Gülleausbringung	a) Ausbringung an windstillen, bewölkten Tagen b) Applikation mit Schläuchen c) Einarbeiten (Striegelung) innerhalb einer Stunde nach Ausbringung (nach MANNHEIM 1997, VANDRE & KAUPENJOHANN 1997)	Minimierung $\text{NH}_3\text{-N}$ -Verluste aus Gülle: a) 13 $\text{kgNH}_3\text{-N/ha}$ Verlust (-47 %) bei Pralltellerausbringung b) 7 $\text{kgNH}_3\text{-N/ha}$ Verlust (-73 %) bei Schleppläuchenausbringung Hintergrund: Ausbringungspraxis 1996 (=100 %); Berechnungsansatz von MANNHEIM et al. (1997)
	Minderung Stall-/ Lageremissionen	Abgedeckte Güllelager; Gehölzbestände um Stallanlagen (vgl. SUTTON et al. 1998, ASMAN et al. 1998)	2 Betriebe mit offenen Behältern (1996)
	Verringerung der Erosionsgefahr durch Anlage von Windschutzpflanzungen	Verkürzung der überdurchschnittlichen erosiven Schlaglängen (>300 m) durch rechtwinkelig zur Hauptwindrichtung angelegte Hecken (nach FRIELINGHAUS 1997)	17 Schläge $\geq 300\text{m}$ (1996)
	Optimierung Bodenbedeckung	siehe Auswaschungsschutz	siehe Auswaschungsschutz
	Vermeidung Boden-/ Düngerabdrift	Bodenbearbeitung/Düngung mit Schleuderstreuern bei Windstille	wird im Gebiet nicht beachtet
	Minderung der Einträge in die Meerbecke durch Distanzstreifen	a) 5 m Distanzstreifen bei der Düngerausbringung (nach FABIS et al. 1995) b) 5 m ungenutzte Uferstreifen, wo Ackerflächen in geringer Entfernung (<2 m) oder mit einer steil abfallenden Böschung an die Meerbecke reichen	auf 2,8 km Uferlänge grenzt Acker ≤ 2 m an (1996)
	Ausschalten von Punktquellen	a) Fernhaltung der Haus- und Hofabwässer b) Sicherheitsabstand von mindestens 20 m bei Silos und Dunglagerstätten (nach KTBL-AG „FESTMISTAUSSENLAGERUNG“ 1996).	a) 6 Einleitungen (1996) b) Entfernung Silo/Dunglagerstätten nicht erhoben
Segregativ	Verringerung der Gesamtemission durch extensive Grünlandnutzung	a) maximale N-Jahresgabe (Mineraldünger) auf Sand: 140 kgN/ha bei Mähweiden, 100 kgN/ha bei Weiden, 0 kgN/ha auf Niedermoor (nach SAUER 1998, ROTH et al. o.J., BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS 2000) b) Mutterkuhhaltung (<1,4 RGV, ROTH et al. o.J.) mit winterlicher Stallhaltung oder ganzjährige Heidschnucken-Beweidung	keine Angaben
	Ackerumwandlung in Grünland/Heide nach Aushagerung	8-10 Jahre Aushagerung durch Mähnutzung (FLEIGE et al. 1996)	keine Angaben

Ein Vorrang nach dem variablen, bewirtschaftungsbedingtem Risiko kann mit Hilfe der Nutzungsdaten (Zustand 1992-1996) ermittelt werden, indem die betrieblich und zeitlich variierenden Emissionsrisiken der Bewirtschaftung, ausgedrückt z.B. über den schlagbezogenen Stickstoffsaldo, auf die langfristig stabilen Risiken projiziert werden. Abb. 30 und Abb. 36 zeigen für Ammoniak und Nitrat, wie das Emissionsrisiko auf dieser Grundlage schlagbezogen klassifiziert werden kann. So ließen sich Betriebe mit besonders hohem Belastungspotential auswählen. Dieser Schritt ist jedoch Teil der betriebspezifischen Umsetzung (siehe Kap. 5.3.1.2.).

4.3.3 Möglichkeiten zur Steuerung der Emissionen im Umfeld des Kerngebietes

Die Vorrangflächenauswahl bietet den standörtlich-räumlichen Bezug, um eine Übergangszone zwischen den empfindlichen Lebensräumen des Kerngebietes und der intensiv genutzten Agrarlandschaft zu etablieren. Zu konkretisieren sind nun die Maßnahmen, mit denen die Landnutzung so gesteuert werden kann, daß die zuvor beschriebenen Emissionen/Emissionsrisiken gemindert und so das Umweltqualitätsziel einer langfristigen Erhaltung gefährdeter Arten und Lebensgemeinschaften erfüllt wird. Die Ziendarstellung in Tab. 34 weicht vom Schema der vorausgegangenen Kapitel ab, da für die Umsetzungsentscheidung andere Informationen wichtig sind: welche Umsetzungsstrategie kann und soll gegenüber der Landwirtschaft verfolgt werden (segregativ = Nutzungsumstellung, integrativ = Nutzungsanpassung), und wie meßbar genau soll eine emissionsarme Bewirtschaftung aussehen? Dafür sind Handlungsstandards erforderlich, die sich jedoch in quantitativer Schärfe, z.B. als Düngungsgrenzwerte, kaum mehr aus ökologischen Wirkungszusammenhängen ableiten lassen (s.o.). Daher werden hier die technischen Optimierungsmöglichkeiten aus der Betriebsleiterbefragung im Untersuchungsgebiet sowie aus anderen Fachguten zum Agrar-Umweltschutz herangezogen. Am Maßstab der Handlungsstandards kann das Handlungspotential im Heiligen Feld (Nutzungsdaten 1992-1996) eingeschätzt werden bzw. Szenarien zur Emissionsminderung nach der Umsetzung aufgestellt werden (vgl. Tab. 34, rechte Spalte). Die Handlungsstandards sollen naturwissenschaftliche Richtgrößen sein für eine individuelle Zielfestlegung unter Beteiligung der Betriebe.

Die Emissionsminderung muß vorrangig auf der Fläche realisiert werden, da Maßnahmen, die auf eine Umstellung des Gesamtbetriebs hinauslaufen (Reduktion des Viehbestands, ökologischer Landbau) sozio-ökonomisch nicht realisierbar sind (siehe Umsetzungspotential, Kap. 5.1). Sie wurden daher bereits im Vorfeld der Zielauswahl ausgeklammert. Nach den Befragungsdaten läßt sich eine Emissionsminderung im Rahmen der konventionellen Nutzung im Heiligen Feld vor allem erreichen, indem die Minereraldüngung im Zwischenfruchtanbau und bei der Unterfußdüngung optimiert wird und die Schleppschlauchdüngung ausgeweitet wird, wodurch sich ebenfalls Mineraldünger einsparen läßt. Weitere Maßnahmen sind in Tab. 34 aufgeführt.

Sollen die Emissionen durch Umstellung der Nutzung und durch Pflege vermindert werden (segregative Umsetzung), ist die Umwandlung von Acker in Wiesen oder Mähweiden nach gezielter Aushagerung die geeignetste Nutzungsform (Tab. 34 unten), da anders als bei Brachen oder Heiden fortwährend Stoffe entzogen werden können und gegenüber Wald keine zusätzlichen Einträge aus der Schadstoff-Interzeption zu erwarten sind (vgl. Tab. 29).

5. Handlungskonzept

5.1 Umsetzungspotential

5.1.1 Bereitschaft von Landwirten zur Mitwirkung

Ein Handlungskonzept ist erst dann wirklich zielführend, wenn es umsetzbar ist. Daher müssen zunächst das Umsetzungspotential, das heißt die Bereitschaft der Akteure (Kap. 5.1.1.) und die zur Verfügung stehenden Instrumente (Kap. 5.1.2.) sowie die sozio-ökonomischen Grenzen (Kap. 5.2.) bestimmt werden, bevor die sektoralen Handlungsziele zusammengeführt und zu Umsetzungsvarianten ausgearbeitet werden können (Kap. 5.3.).

Bereits zu Beginn des Forschungsvorhabens wurden im Zuge der Betriebsleiterbefragung im Januar 1997 emissionsmindernde Maßnahmen und Umsetzungsweisen mit den Landnutzern diskutiert und die Motivation und Bereitschaft der Befragten ermittelt. Da die Befragung vor Abschluß der Planung durchgeführt wurde, konnte nur eine Auswahl von Maßnahmen berücksichtigt werden. Die abgefragte Bereitschaft sagt noch nichts darüber aus, ob der Landwirt die Maßnahmen auch tatsächlich umsetzen wird, sie helfen jedoch, die Effektivität kooperativer Umsetzungswege im Vorfeld abzuprüfen. Die Befragung bezieht sich auf die Nitrat-Risikozone, die einen Großteil der anderen Zonen mit abdeckt. Ausgewertet wurden die Antworten von 14 Landwirten, deren Betriebe einen Anteil von 64 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche in der Risikozone haben.

Von den vorgeschlagenen Maßnahmen ist beim Zwischenfruchtanbau die Ausweitungsbereitschaft erwartungsgemäß am niedrigsten, da die Fruchtfolgen im Gebiet diesbezüglich nahe dem Optimum liegen. Bei allen anderen Maßnahmen ist eine Umsetzung aus eigenem Antrieb oder nach finanzieller Förderung auf einem Großteil der Flächen realistisch. Über die Hälfte (64%) der befragten Landwirte ist bereit, stärker auf Schleppschlauchdüngung zu setzen. Die Bereitschaft Feldgehölze anzulegen ist mit 43% grundsätzlich ablehnender Antworten demgegenüber gering, weil darin eine gravierende Einschränkung der Nutzbarkeit gesehen wird. Tab. 35 zeigt die Befragungsergebnisse zur Umsetzungsbereitschaft der Maßnahmen.

In der Tabelle sind die Fragen zur Güllelagerung nicht berücksichtigt:

8 der 16 befragten Landwirte (=50 %) haben einen zusätzlichen Lagerraumbedarf für Gülle. Für sie bestünde neben der baulichen Erweiterung die Möglichkeit eines Gülletransfers entweder durch Zwischenlagerung überschüssiger Gülle in fremden Betrieben oder durch Abgabe.

Die Zwischenlagerung wird bereits von zwei Landwirten praktiziert, drei Landwirte können sie sich prinzipiell vorstellen. Die ablehnenden Betriebsleiter führen am häufigsten Fahrtkosten, tierhygienische Gründe aber auch die Überzeugung an, es fehle an entsprechenden Lagerkapazitäten in der Nachbarschaft. Eine Abgabe der Gülle kommt prinzipiell für zwei Landwirte in Frage. Ein Landwirt verfügt bereits über einen Abnahmevertrag. Die restlichen 6 Betriebsleiter möchten keine Gülle abgeben.

Als Voraussetzung des Gülletransfers müßten „unterversorgte“ Betriebe als Abnehmer gefunden werden. Im Kreis Steinfurt haben nach einer Berechnung von BRENK & WERNER (1997) auf der Basis gemeindebezogener einzelbetrieblicher P-Teilbilanz-Salden etwa 19 % der Betriebe ein Aufnahmepotential für Wirtschaftsdünger. Die tatsächliche Aufnahmebereitschaft dürfte jedoch noch geringer sein. So lehnen alle drei potentiellen Abnehmer im Untersuchungsgebiet die Aufnahme vornehmlich aus tierhygienischen Gründen ab. Aus der Befragung wird deutlich, daß für die Optimierung der Gölledüngung konventioneller Betriebe andere Wege, wie z.B. die Lagerraumerweiterung, beschritten werden müssen.

Tab. 35: Bereitschaft der Betriebsleiter mit Flächen in der Nitrat-Risikozone des NSG Heiliges Meer zur Einführung oder Ausweitung emissionsmindernder Maßnahmen (Anzahl Nennungen, n = 14 = 100 %; Quelle: Befragung).

Maßnahme	Grundsätzliche Ausweitungsbereitschaft	Bereitschaft bei Ausgleich von Verlusten	Geschieht bereits - keine Ausweitungsmöglichkeit	Grundsätzlich keine Bereitschaft
Einführung/Ausweitung der Schleppschlauchdüngung	3 (21 %)	6 (43 %)	2 (14 %)	3 (21 %)
Genereller Zwischenfruchtanbau nach Getreide	1 (7 %)	1 (21 %)	10 (71 %)	2 (14 %)
Verzicht auf reine Maisfolgen zugunsten von Getreide und Zwischenfrüchten	2 (14 %)	3 (21 %)	6 (43 %)	3 (21 %)
Anpflanzung von Feldgehölzen	3 (21 %)	2 (33 %)	3 (21 %)	6 (43 %)
Verzicht auf Pflegeumbrüche bei Grünland ¹		2 (33 %)	4 (66 %)	
Gemeinsame Nutzung von Maschinen mit hohem Investitionsbedarf	12 (86 %)			2 (14 %)

¹ 8 der 14 befragten Betriebe haben kein Grünland im Untersuchungsgebiet

5.1.2 Einsatz von Instrumenten des staatlichen Naturschutzes

Zur Förderung einer emissionsarmen Landwirtschaft im Heilige Feld eignen sich grundsätzlich vier staatliche Förderprogramme auf Grundlage der „Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 des Rates vom 30. Juni 1992 für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren“, das Extensivierungsprogramm, das Programm zur Förderung der 20jährigen Flächenstilllegung, das Feuchtwiesenschutzprogramm (FWP) und das Kreiskulturlandschaftsprogramm (KKLP).

Spezielle Ziele in der Befragung von Landwirten und Behördenvertretern waren die flächenscharfe Ermittlung bestehender Vertragsflächen, die Bereitschaft zur Vertragsverlängerung und die Möglichkeit und Bereitschaft einer Einführung bzw. Ausdehnung der existierenden Förderprogramme („Ausweitungspotential“, vgl. Tab. 36). Dazu wurde gefragt, ob die Landwirte bei den nach den zum Untersuchungszeitpunkt gültigen Förderbedingungen (Runderlassen des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft vom 08.04.1997 und 07.05.1997) mit (weiteren) Grünland- und Ackerflächen teilnehmen würden, ob dies bei aufgestockten Fördersummen (vorgegebene Schritte) in Frage komme und welches die Gründe für eine generelle Ablehnung seien. Diese Fragen bezogen sich nicht auf konkrete Flurstücke, sondern auf das gesamte Untersuchungsgebiet.

Die Änderungen der Förderprogramme im Zuge der Agenda 2000 liegen derzeit noch als „Rahmenrichtlinie Vertragsnaturschutz“ der EU zur Genehmigung vor. Nach der mündlichen Auskunft des Umweltministeriums (Schubert-Scherer 2000 mdl.) ist nicht zu erwarten, daß sich die Lenkungswirkung gegenüber den alten Förderprogrammen nennenswert ändern wird. Die mögliche Aufhebung der Kulissenbindung könnte neue Umsetzungsmöglichkeiten bringen, z.B. für den Immissionschutz an Gewässerrandstreifen, der bislang nur auf bestimmte Gebiete in NRW beschränkt war.

Extensivierungsprogramm

Das „Programm zur Förderung einer markt- und standortangepaßten Landbewirtschaftung“ ist das einzige Programm in NRW zur Förderung eines extensiven Ackerbaues. Voraussetzungen sind ein ökologisches Anbauverfahren oder der Verzicht auf chemisch-syn-

Tab. 36: Vertragsabschlüsse und Ausweitungspotential von Programmen zur Förderung einer umweltgerechten Landnutzung im Heiligen Feld (Stand 01.1997, Quelle Betriebsleiterbefragung) k.A.: keine Angaben.

	Programm	Auflage (Bedingung)	Anzahl Betriebe im UG (34 = 100%)	Flächenanteil Nitrat-Risikozone (251 ha LF = 100 %)
Vertragsabschlüsse	Extensivierungsprogramm	Extensivgrünland	1 (3%)	0 %
	20-jährige Stilllegung	-	0 (0%)	0 %
	Feuchtwiesenschutzprogramm ¹	Extensivgrünland mit speziellen Auflagen	7 (21%)	14 %
		Grünland mit Grundschutz	3 (9%)	13 %
Ausweitungspotential (Bereitschaft)	Extensivierungsprogramm	Umwandlung Acker in Extensivgrünland	1 (3%)	1 %
		Extensive Ackernutzung (bei Anhebung der Fördersätze auf die Differenz zum bisherigen Deckungsbeitrag)	3 (9%)	5 %
	20-jährige Stilllegung	Stilllegung von Streifen ²	7 (21%)	k.A.
		Stilllegung von Restflächen ²	2 (6%)	k.A.
		Stilllegung ganzer Flächen ²	1 (3%)	k.A.
	Feuchtwiesenschutzprogramm	Extensivgrünland	2 (6%)	1 %
		Extensivgrünland ²	2 (2%)	k.A.
Umwandlung Acker in Extensivgrünland (bei Anhebung der Fördersätze auf die Differenz zum bisherigen Deckungsbeitrag)		1 (3%)	1 %	

¹ inkl. Flächen mit Bewirtschaftungspaketen/Pachtauflagen in Anlehnung an das FWP außerhalb der FSG

² ohne Flächennennung

thetische Düngemittel, der Einsatz von Wirtschafts- oder Zukaufdüngern bis zu einer Höhe, die einer Tierhaltung von 2 GVE/ha LF entspricht und ein maximaler Tierbestand in gleicher Höhe.

Da sich das Programm auf gesamte Betriebszweige und nicht auf Flächen bezieht, werden die viehhaltenden konventionell wirtschaftenden Haupterwerbsbetriebe, die einen wesentlichen Anteil an der Gesamtemission haben, nicht erreicht. Als Ablehnungsgründe wurden genannt (n=14): „Begrenzung des Viehbesatzes“ (10 Nennungen = 66 %) und „Verzicht auf chemisch-synthetische Düngemittel“ (12 Nennungen = 80 %).

Attraktiv scheint es nur für kleine Nebenerwerbsbetriebe zu sein, die bereits extensiv wirtschaften. Bei den drei Betrieben, die teilnehmen bzw. grundsätzlich Bereitschaft gezeigt haben (Tab. 36), handelt es sich um zwei Futterbaubetriebe und einen viehlosen Betrieb. Die mögliche Belastungsminderung ist gering, da diese Betriebe nur wenig Acker in der maximalen Risikozone und überhaupt keine Ackerflächen direkt am Kerngebiet haben.

Keiner der Betriebsleiter sah im ökologischen Landbau eine Alternative. Als Gründe überwogen Zweifel an der Vermarktbarkeit aufgrund der peripheren Lage der Erzeugerregion, der zu hohe Arbeitsaufwand und die Angst vor wirtschaftlichen Risiken.

20jährige Flächenstilllegung

Für einzelne landwirtschaftlich genutzte Flächen sowie Streifen, Teil- und Restflächen wird eine 20jährige Stilllegung gefördert, in der nur bestimmte Pflegemaßnahmen zuläs-

sig sind. Diese Programm eignet sich vor allem zur Einrichtung sogenannter Pufferflächen um das Kerngebiet und von Distanzstreifen an der Meerbecke.

Im Untersuchungszeitraum wurden im gesamten Kreis Steinfurt keine Verträge abgeschlossen (Ostermann 1999 mdl.). Nur der Hälfte der befragten Landwirte war das Programm überhaupt bekannt.

Die prinzipielle Bereitschaft von 53 % der befragten Landwirte, zumindest mit kleinen Flächen teilzunehmen (Tab. 36), kann als Hinweis für die Akzeptanz des Programmes als Umsetzungsinstrument für kleinflächige Naturschutzmaßnahmen, wie die Einrichtung von Gehölz-/Uferstreifen und m.E. „Pufferstreifen“, die zugleich Grenzertragsflächen sind, gedeutet werden. Als Gründe, das Programm rundherum abzulehnen wurden genannt (n=7): „Abgabe von Nutzfläche kommt nicht in Frage“ (4 Nennungen = 57 %), „Angst vor schleichender Enteignung“, (1 Nennung = 14 %) und „Angst vor einem langfristigen Wertverlust“ (1 Nennung = 14 %).

Feuchtwiesenschutzprogramm (FWP)

Als einziges Instrument, das eine Nutzungsextensivierung auf Einzelschlägen fördert, eignet sich das Feuchtwiesenschutzprogramm besonders für die Risikoflächen. Nach Reichweite der jeweiligen Nutzungsaufgaben, die die Beweidungs- und Düngeintensität, den Beweidungs-, Schnitt- und Düngezeitpunkt und das Bearbeitungsverfahren regeln, gibt es unterschiedliche Förderpakete, die zudem eine Sonderförderung für die Umwandlung von Acker in Grünland enthalten. Voraussetzung ist, daß die Flächen innerhalb eines der landesweit ausgewiesenen Feuchtwiesenschutzgebiete liegen. Die trifft auf den größten Teil der Heilig-Meer-Niederung und einzelne Parzellen im Norden des Kerngebietes zu (NSG „Erweiterung Heiliges Meer/Heiliges Feld“, vgl. Abb. 1).

Bereits heute werden im Untersuchungsgebiet 66 ha Grünland, das sind 13 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Untersuchungsgebietes, vom Feuchtwiesenschutzprogramm oder von entsprechenden Pachtverträgen erreicht. Für etwa die Hälfte der Flächen besteht Grundschutz (Umbruchverbot) ohne weitere Auflagen, und die andere Hälfte unterliegt speziellen Bewirtschaftungsauflagen (Düngungs-, Beweidungsbegrenzung etc.). Diese Flächen liegen zum Teil in der Risikozone für Nitratreinträge in das Kerngebiet. Geht man davon aus, daß die Nitratauswaschung sowohl unter Grünland mit speziellen Auflagen als auch unter Grünland mit Grundschutz gering ist, sind 27 % der Risikozone auf diese Weise weitgehend geschützt (vgl. Tab. 36).

Selbst innerhalb des Feuchtwiesenschutzgebietes liegen 7 ha Acker, die ohne Auflagen bewirtschaftet werden, was aus Sicht des Naturschutzes besonders problematisch ist, da sie in der Grundwasserströmungsrichtung direkt an das Kerngebiet grenzen.

Das weitere Ausweitungspotential in der Risikozone außerhalb des Feuchtwiesenschutzgebietes, z.B. durch Umwandlung von Acker in Extensivgrünland, ist sehr gering (vgl. Tab. 36). Ablehnungsgründe für eine Teilnahme/Ausdehnung des Feuchtwiesenschutzprogramms waren (n=13): „Verzicht auf Gülleverwertungsfläche nicht möglich“ (7 Nennungen = 54 %), „keine Verwertungsmöglichkeit für das anfallende rohfaserreiche Futter“ (6 Nennungen = 46 %), spezielle Vertragsauflagen wie „zu später Dünge-/Auftriebstermin“, „zu geringer Viehbesatz“ (3 Nennungen = 23 %) sowie als sonstige Gründe mit jeweils einer Nennung: „Verringerung der Futterproduktion oder Weideleistung auf Teilflächen ist aus wirtschaftlichen Gründen nicht möglich“, „extensive Grünlandnutzung ist zu arbeitsaufwendig“, „Mißtrauen in die Zuverlässigkeit der staatlichen Stellen als Vertragspartner“, „Unsicherheit der zukünftigen betrieblichen Zielsetzung (Hofnachfolge)“, „Widerstand des Verpächters“.

Die fehlende Eignung des FWP für Veredelungsbetriebe (Güllenachweis/Futterverwertung) schränkt den Wert dieses Instruments für den Immissionsschutz im Heiligen Feld stark ein.

Aus Sicht des Immissionsschutzes ist die wichtigste Leistung des FWP die dauerhafte Sicherung nahezu sämtlicher Grünlandflächen in der Heilig-Seeer-Niederung durch ein Umbruchverbot. Bis auf wenige Ausnahmen entspricht die bereits ortsübliche Grünlandnutzung den Zielen des Immissionsschutzes weitgehend. Für die „Ausreißer“ sind Auflagen erforderlich, die die Nutzbarkeit nach der ortsüblichen Intensität (vgl. Nährstoffbilanzen, Kap. 4.3.1.2) nur geringfügig einschränken würden, wie z.B. ein Verzicht auf organische Düngung oder eine Begrenzung der Stickstoffgabe. Das FWP enthält jedoch aufgrund seiner anderen Schwerpunktsetzung (Schutz von Wiesenvögeln und wertvoller Vegetation) in den finanziell attraktiven Paketen Auflagen, wie die zeitliche Regelung der Nutzungen, die für den Immissionsschutz nicht relevant sind und aus dessen Sicht sogar eher kontraproduktiv sind, weil potentielle Teilnehmer abgeschreckt werden. Um weitere Flächen der Risikozonen als Grünland sichern zu können, wäre eine Modifikation der Landesrichtlinie für besonders immissionsgefährdete Gebiete wünschenswert. Darin sollte ein finanziell attraktives Paket mit der Grundaufgabe „umbruchlose und düngungseingeschränkte Bewirtschaftung“ enthalten sein.

Kreiskulturlandschaftsprogramm

Für weitere schutzwürdige Grünlandflächen außerhalb der Feuchtwiesenschutzgebiete vergibt der Kreis Steinfurt zusammen mit dem Land Fördermittel. Die Auflagen entsprechen denen des FWP bzw. gehen darüber hinaus. Im Untersuchungszeitraum sind im gesamten Kreis noch keine Verträge abgeschlossen worden (Schwarze 1999 mdl.).

Nach der Förderungsrichtlinie des Landes sind zudem prinzipiell die Umwandlung von Acker in Extensiv-Grünland sowie die Bewirtschaftung von Uferstreifen (z.B. entlang der Meerbecke) und von kulturhistorisch bedeutsamen Biotopen (z.B. einschürige Wiesen, Heiden nach Entwicklungsmaßnahmen) landesweit förderungswürdig. Darin kann ein großes Potential für die Umsetzung der Naturschutzziele liegen, das jedoch erst wirksam wird, wenn die genannten Förderungsziele in das Kreisprogramm integriert werden.

Kompensationsmaßnahmen der Eingriffsregelung

Seit der Novelle des Baugesetzbuches (Neufassung BauGB vom 27. August 1997) bietet die Eingriffsregelung Umsetzungsmöglichkeiten. Danach sind Kompensationsmaßnahmen, z.B. Flächenkauf und Pflegemaßnahmen, außerhalb der Baugebiete, eine Vorverlagerung der Eingriffsregelung in den Flächennutzungsplan und damit eine Flächenbevorzugung („Ausgleichspool“) und eine Vorab-Umsetzung im Rahmen eines bauleitplanerischen „Ökokontos“ möglich (§§1a Abs. 3, 135a BauGB). Im NSG Syen Venn, Kreis Bentheim, an dem zwei Gemeinden Anteile haben, konnten auf diese Weise Nutzungsextensivierungen realisiert werden (Iselhorst 1997 mdl.). Zur Frage, in wieweit langfristige Ausgleichszahlungen oder Pächterlöhne zur Förderung extensiver Nutzungsweisen umgelegt werden können, besteht rechtlicher und praktischer Klärungsbedarf.

Die Bauverwaltungen der Gemeinden Recke, Hopsten und der Stadt Ibbenbüren haben grundsätzlich keine Vorbehalte, Eingriffe im Untersuchungsgebiet zu kompensieren, d.h. dort Flächen zu erwerben und Maßnahmen umzusetzen, und zwar bereits im Vorgriff auf zukünftige Eingriffe (Bildung eines Kompensationsflächenpools). Zwei der drei befragten Behördenvertreter können sich darüber hinaus prinzipiell eine Vorab-Umsetzung von Kompensationsmaßnahmen („Ausgleichspool“ oder „Ökokonto“) vorstellen (Farwig, Henkens, Tietmeyer 1997 mdl.). Die tatsächliche Realisierung wird entscheidend von der

Flächenverfügbarkeit bestimmt werden (s.o.), da die Gemeinden, um die Baukosten niedrig zu halten, auf die kostengünstigsten Kompensationsmaßnahmen zurückgreifen werden.

5.2 Sozio-ökonomische Umsetzungsgrenzen

Im Heiligen Feld ist die Veredelung (Mastschweine, Zuchtsauen) die vorherrschende Betriebsform. Viele Betriebe mästen zusätzlich Bullen. Andere Formen der Rinderhaltung (Milcherzeugung, Mutterkuhhaltung) sowie die Marktfruchterzeugung sind von untergeordneter Bedeutung (vgl. Tab. 35 und Tab. 36). Im Untersuchungszeitraum unterlagen die Fleischpreise beträchtlichen Schwankungen, trotzdem blieben die Produktionsrichtungen der Betriebe im Heiligen Feld relativ konstant.

Mittelfristig ist eine Etablierung emissionsärmerer Betriebsformen nicht zu erwarten. Die sandigen, zur Sommerdürre neigenden Böden sind für ökologisch wirtschaftende Betriebe, die schwerpunktmäßig im Futterbau- und Marktfruchtbetrieb geführt werden, nicht rentabel. Der nächstgelegene Betrieb wirtschaftet 3 km entfernt am Dickenberg bei Recke auf besseren Böden. Die Vermarktungsmöglichkeiten sind durch die periphere Lage schlecht. Münster und Osnabrück sind ca. 30-50 km, das Ruhrgebiet ca. 100 km entfernt.

Grünland spielt für viele Betriebe keine Rolle mehr, da die Weidehaltung an Bedeutung verloren hat und der Grundfutterbedarf in der Bullenmast fast ausschließlich über Mais gedeckt wird. Durch die ausgedehnten extensiv genutzten Grünlandbereiche in der Heilig- Meer-Niederung, die zum größten Teil Feuchtwiesenschutzgebiet sind, besteht bereits jetzt ein Überangebot an Weidefläche und raufaserreichem Grundfutter für die wenigen milchvieh-, färsenhaltenden Betriebe und für Hobby-Tierhalter (Pferde, Galloways) aus dem Raum Recke. Dadurch wird das Bewirtschaftungsinteresse an weiteren, in Extensivgrünland umgewandelten Flächen gering sein.

Befragt nach ihren Zukunftsperspektiven in den nächsten 10 Jahren gaben fünf Betriebsleiter an, die Landwirtschaft aufgeben oder den Betrieb verkleinern zu wollen (vgl. Tab. 37). Dem mittelfristig frei werdenden Flächenpotential steht ein hoher Anteil expansionswilliger oder -bedürftiger Betriebe gegenüber, die als „Konkurrenten“ für den Flächenerwerb zur Umsetzung von Naturschutzzielen auftreten. Im Veredelungsbereich ist als Genehmigungsaufgabe beim Neubau von Ställen zugleich eine potentielle Verwertungsfläche für die anfallende Gülle nachzuweisen. Entfernungen und Gemarkungsgrenzen spielen beim Flächenzukauf kaum mehr eine Rolle. Sinkende Bodenpreise sind daher zukünftig nicht zu erwarten.

Tab. 37: Typisierung der landwirtschaftlichen Betriebe mit Flächen im Heiligen Feld (Quelle: Betriebsleiterbefragung; LF = landwirtschaftliche Nutzfläche, UG = Untersuchungsgebiet).

Erwerbstyp	Betriebsgröße	Anzahl	Anteil an Betrieben (%)	Anteil an LF im UG (%)
Betrieb im Haupterwerb	(Ø=49 ha LF)	16	55	73
Betrieb im Nebenerwerb	(Ø=18 ha LF)	13	45	27
Betriebsform				
Marktfruchtanbau	(Ø=33 ha LF)	2	7	3
Veredelung	(Ø=31 ha LF)	11	38	54
Veredelung und Futterbau	(Ø=38 ha LF)	13	45	42
Futterbau	(Ø=18 ha LF)	3	10	1
Σ	(Ø=35 ha LF)	29	100	100

Tab. 38: Viehhaltung der Betriebe mit Flächen im Heiligen Feld 1996: Stallplätze in Klassen und Anzahl Viehalter; je 1 Halter: Rinder ohne Nutzung, Aufzuchtferkel, Pferde, Legehennen, Aufzuchtkälber; (Quelle: Betriebsleiterbefragung; Summe Viehalter: 32 von 34 Befragten).

Mastschweine		Zuchtsauen			Mastbullen	Milchkühe	Färsen	Mutterkühe
Stallplätze	Halter	Stallplätze	Halter	Stallplätze	Halter	Halter	Halter	Halter
0 - 50	2	0 - 10	2	0 - 10	1	2	3	4
50 - 200	4	10 - 50	5	10 - 20	3	5	5	0
200 - 500	6	50 - 100	2	20 - 50	7	1	2	0
500 - 1000	3	100 - 150	1	50 - 100	4	0	0	0
1000 - 1500	1			100 - 150	2	0	0	0
Σ	16	Σ	10	Σ	17	8	10	4

Tab. 39: Mittelfristige Betriebsziele (10 Jahre) der landwirtschaftlichen Betriebe im Umfeld des NSG Heiliges Meer (Quelle: Betriebsleiterbefragung).

Betriebsziel	Anzahl Betriebe	Bewirtschaftete LF im UG	
		(ha)	(%)
Ruhestand/Betriebsaufgabe	3	24	6 %
Verkleinerung des Betriebes (Fläche/Vieh)	2	31	8 %
Vergößerung des Betriebes (Fläche/Vieh)	10	185	48 %
Keine Veränderung	14	147	38 %
Σ	29	387	100 %

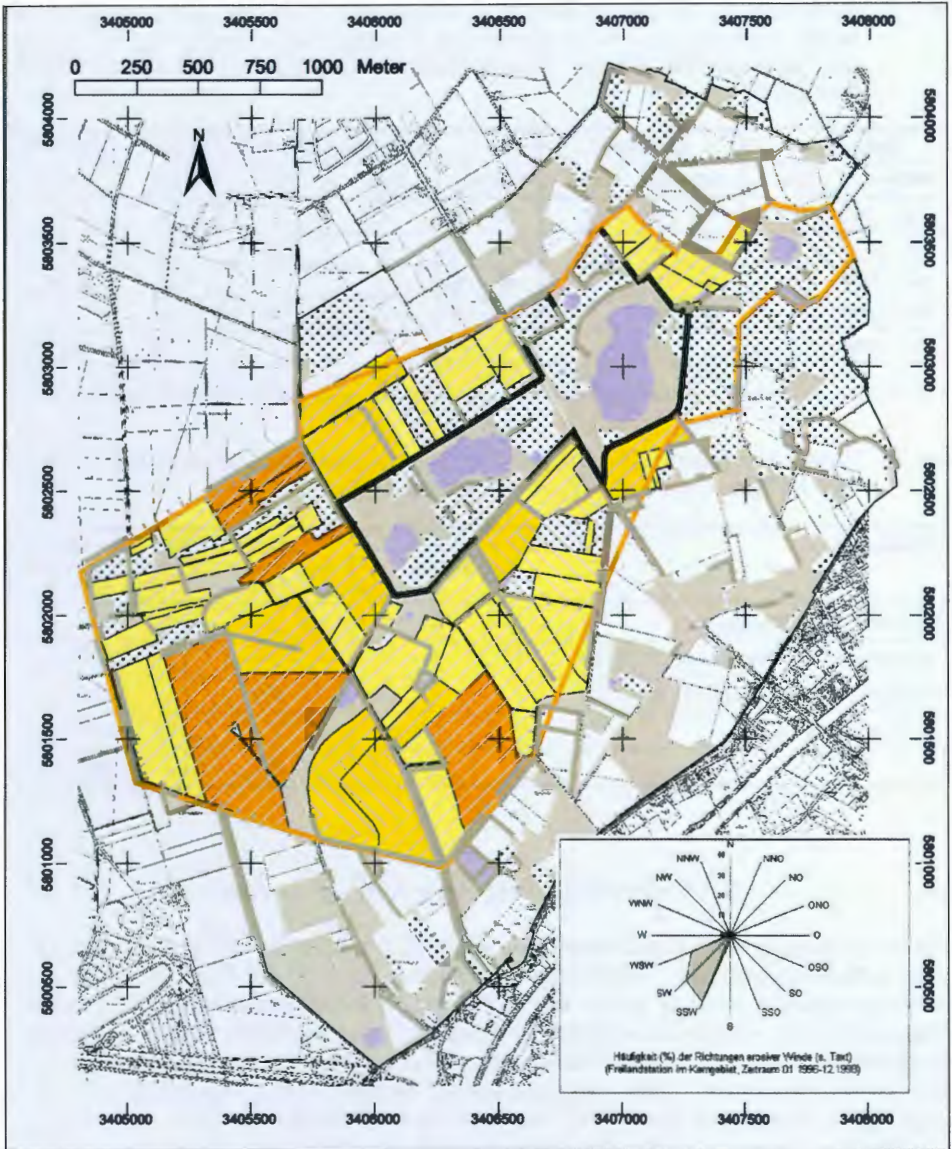
5.3 Umsetzungsvarianten und -szenarien

Mit der Befragung der Akteure lassen sich wichtige Umsetzungsbedingungen in der Planung berücksichtigen. Die Umsetzungsentscheidung kann in der Planung jedoch nicht vorweggenommen, sondern nur so weit wie möglich vorbereitet werden. Um Entscheidungsspielräume zu belassen und flexible Lösungen zu ermöglichen, werden verschiedene Umsetzungsvarianten innerhalb des naturschutzfachlichen Zielkorridors ausgearbeitet und mit Szenarien verbildlicht, und zwar sowohl für die Nutzungssteuerung im Umfeld (Segregation/Integration, Kap. 5.3.1.) als auch für die Pflegemaßnahmen im Kerngebiet (stark/mäßig, Kap. 5.3.2.). Für die lenkenden und informierenden Maßnahmen wird ein übergeordnetes Handlungskonzept vorgeschlagen (Kap. 5.3.3.).

5.3.1 Nutzungssteuerung

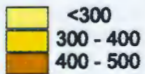
5.3.1.1 Segregative Umsetzung

In der segregativen Umsetzungsvariante werden konventionell genutzte Ackerparzellen aufgekauft, um hiermit einen **Puffergürtel aus extensiv genutztem Grünland** anzulegen, der die engeren Risikozonen des Kerngebietes abdeckt. Dies entspricht der bisherigen Zielvorstellung des Landschaftsverbandes Westfalen-Lippe für das Gebiet. Mit den Erkenntnissen aus der Risikoanalyse lassen sich die Prioritäten für den zukünftigen Flächenkauf nach standörtlich-räumlichen Belastungsrisiken festlegen (Tab. 40). Danach



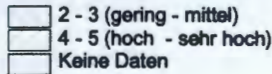
Erosive Feldlänge

(m)



Potentielle Winderosionsgefährdung der Böden

Gefährdungsklassen EFA / EFA Torf



Risikozone für partikuläre Nährstoffeinträge in das Kerngebiet

Hecke mit Windschutzwirkung

Hecke ohne / mit eingeschränkter Windschutzwirkung

Gewässer

Acker

Ganzjährig vegetationsbedeckte Fläche

Gehölzbestand/Gebäude

Kerngebiet

Untersuchungsgebiet

sind vorrangig die im Süden, d.h. in der großräumigen Grundwasserströmungsrichtung angrenzenden Flächen zu arrondieren (Abb. 39). Die Bewirtschaftung des zukünftigen extensiven Grünlandgürtels erfolgt unter der Maßgabe eines maximalen Schutzes vor Schadstoffeinträgen (vgl. Umstellungsziele in Tab. 34, Kap. 4.3.3.).

Um den Grünlandgürtel zu schließen, müssen 64 ha Ackerfläche und 3 ha Grünland, für das kein Umbruchverbot nach einer NSG-Verordnung besteht (fakultatives Ackerland), erworben und unter Schutz gestellt werden. [9,4 ha Ackerfläche sind in der Zwischenzeit bereits aufgekauft worden.]

Der Flächenkauf ist darüber hinaus Voraussetzung für spezielle flurgestaltende Maßnahmen zum Immissionsschutz und zur Entwicklung von Lebensräumen und Landschaftselementen im Umfeld des Kerngebietes (Tab. 13, Tab. 16, Tab. 20), die mit der heutigen Bewirtschaftung nicht vereinbar sind. Durch die Umwandlung und Wiedervernässung weiterer 6,5 ha Ackerfläche in der ehemaligen Feuchtwiesensenke südlich des Erdfallsees ist es möglich, diesen ehemals wichtigen Träger kulturlandschaftlicher Eigenart im Heiligen Feld, der zugleich eine Retentionsfunktion für Nährstoffe hatte, zu regenerieren. Weitere Maßnahmen sind (Abb. 39)

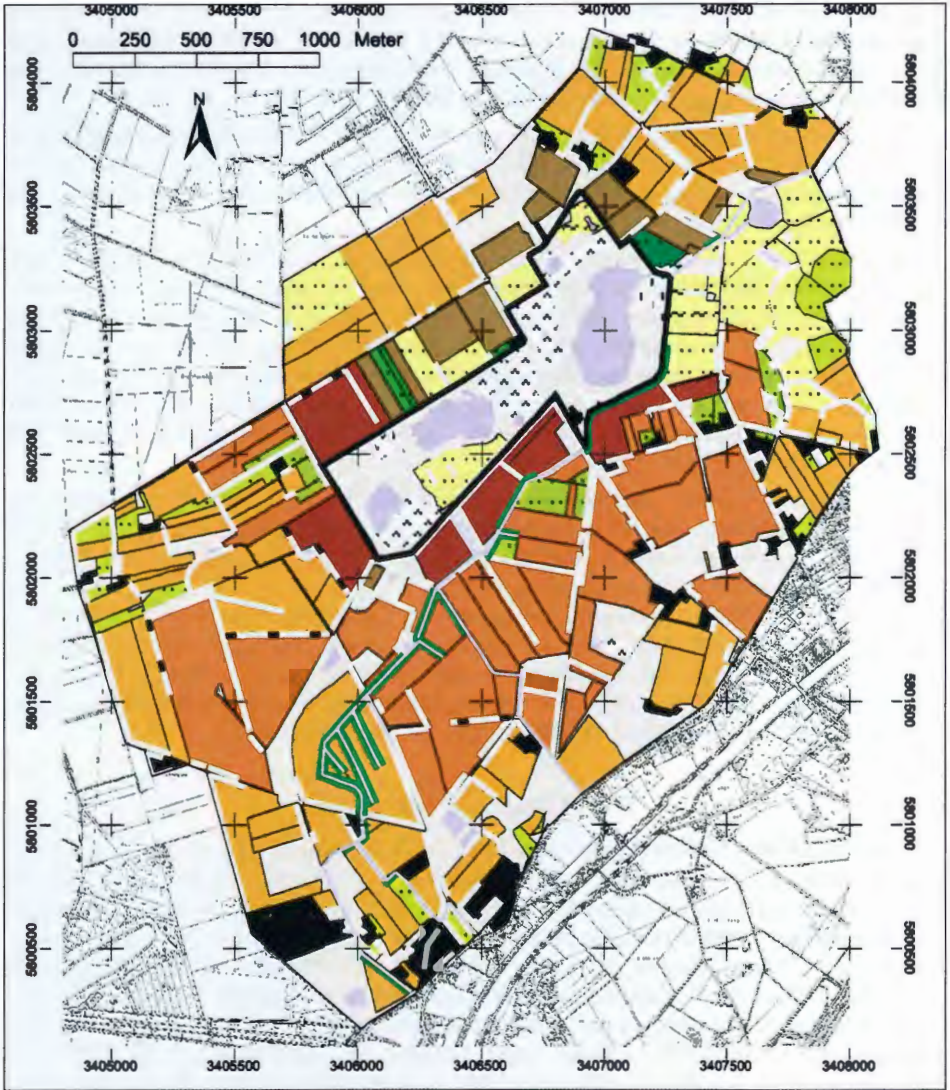
- der Bau eines Sedimentationsbeckens für die Meerbecke. Im Falle einer effektiven Schadstoffretention kann im weiteren Verlauf des Baches langfristig eine natürliche Dynamik zugelassen werden, von der dann auch wieder episodische Übertritte ins Große Heilige Meer ausgehen können,
- die Anlage von Wallhecken zum Immissionsschutz am Außenrand des Puffergürtels als Ersatz gerodeter (vgl. Kap. 5.3.2.1.) und als Ergänzung lückiger Gehölzbestände im Kerngebiet mit historischem Verlauf und historisch belegter Artenzusammensetzung,
- das versuchsweise Abschieben von Oberboden zur Aktivierung des Diasporenpools früherer Heide-Lebensräume (nicht auf Abb. 39 dargestellt).

5.3.1.2 Integrative Umsetzung

Bei der integrativen Umsetzungsvariante liegt der Schwerpunkt in der Emissionsvermeidung im Rahmen der konventionellen Landnutzung, d.h. unter Beibehaltung der aktuellen Besitzverhältnisse und Betriebstypen. Die Naturschutzziele werden kooperativ, im Rahmen **freiwilliger Vereinbarungen** mit der Landwirtschaft umgesetzt. Mit Hilfe der Risikozonen bzw. Vorrangflächen (Abb. 38) lassen sich die emissionsmindernden Maßnahmen an die standörtlich-räumlichen Risiken anpassen und abstufen (Tab. 40, Abb. 40). Damit entspricht das Vorgehen der Ausweisung von Schutzzonen in Wassergewinnungsgebieten (vgl. DVGW 1992) mit der Einschränkung, daß die Zonen um das Kerngebiet nicht konzentrisch, sondern in Würdigung der verschiedenen Belastungspfade heterogen in das Umfeld des Kerngebietes ausstrahlen (vgl. Abb. 40).

Eine Ausdehnung des Umsetzungsgebietes im Vergleich zur segregativen Variante (64 ha AF) auf die gesamte lokale Risikozone des Kerngebietes (433 ha AF) ist sinnvoll, weil selbst bei einer größtmöglichen technischen Optimierung die Emissionen in geringerem Maße reduziert werden können, als bei der Umstellung auf extensive Grünlandnutzung (vgl. SCHEFFER 1998) und so mehr Spielraum für den Abschluß von Verträgen besteht.

Abb. 39: Handlungsvariante „Segregation“: Prioritäten für den Flächenkauf und die Umwandlung in Extensiv-Grünland sowie flurgestaltende Maßnahmen im Umfeld des NSG Heiliges Meer. Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.



Schlagbewirtschaftung nach den Erfordernissen des Immissionsschutzes (vgl. Text)

Acker Grünland

- Maßnahmenpaket 1
- Maßnahmenpaket 2
- Maßnahmenpaket 3
- Maßnahmenpaket 4
- Geschütztes Dauergrünland (Bestand)

Flurgestaltende Maßnahmen

- Hecken
 - Hecke anlegen
- Meerbecke
 - Distanzstreifen einrichten

- Stillgewässer
- Gehölzbestand
- Bebauung
- Grünland
- Feuchtwiese
- Heide
- Fließgewässer
- Hecke
- Kerngebiet
- Untersuchungsgebiet

Tab. 40: Anpassung der Schutzmaßnahmen für das NSG Heiliges Meer an die räumlich-standörtlichen Belastungsrisiken im landwirtschaftlich genutzten Umfeld: a) Aufkaufprioritäten (segregative Umsetzung), b) Maßnahmenpakete (integrative Umsetzung).

Standörtlich-räumliche Risikostufe (Abb. 38)	Aufkauf-Priorität (Abb. 39)	Maßnahmenpaket (Abb. 40)
höchstes Risiko für Nitratreinträge, stellenweise zugleich höchste Risiken für Ammoniak-, Partikel-, Phosphateinträge (N1, A1/P1/S)	1	1
höchstes Risiko für Ammoniak- oder Partikeleinträge, stellenweise zugleich Risiko für Nitratreinträge (A1/P1+N2/N3)	2	2
hohes Risiko für Nitrat- oder Partikeleinträge, zugleich Risiko für Ammoniaketräge (N2/N3/P2, A2)	3	3
Risiko für Ammoniak- oder Partikeleinträge (A2/P3)	-	4

Bereits in Kapitel 4.3.3. sind mögliche Handlungsziele und -standards aus Sicht des Naturschutzes genannt worden („Technisches Optimum“, vgl. Tab. 34). Bevor sie in freiwillige Vereinbarungen einfließen, müssen das Fachwissen und die Erfahrungen der Landwirte eingearbeitet werden. Hierfür sind regelmäßige **Kooperationsrunden** mit den Betrieben, die Flächen in den Risikozone bewirtschaften, erforderlich, unter Beteiligung landwirtschaftlicher Fachberater. Die für den Grundwasserschutz ausgebildeten Zusatzberater sind hierfür besonders qualifiziert. Bewirtschafter von Flächen, die den höchsten Emissionsklassen zugeordnet wurden (vgl. Nitrat-, Ammoniakemission, Kap. 4.3.1.), sollten darin vorrangig vertreten sein. Dadurch würde sich die Zahl von 20 (ohne Betriebe, die im Gebiet ausschließlich gesetzlich geschütztes Dauergrünland bewirtschaften) auf 8 reduzieren.

Als Idealvorstellung von einem nutzungsintergrierten Immissionsschutz für das Kerngebiet gibt Tab. 41 **Maßnahmenpakete** an, in denen die emissionsmindernden Maßnahmen an die standörtlich-räumlichen Risiken angepaßt sind.

Das „Technische Optimum“ kann unter Umständen für den Schutz der empfindlichen Lebensgemeinschaften des Kerngebietes nicht ausreichen. Als Gegenmaßnahmen sind dann **weitergehendere Nutzungs- und Düngebeschränkungen** wenigstens in den minimalen Risikozone notwendig, die sich an der Untergrenze der unvermeidbaren Überschüsse im Ackerbau orientieren sollten. Diese werden auf etwa 30 kgN/ha•a als auswaschungsgefährdeter Stickstoffüberschuß veranschlagt (FINCK 1990, UMK/AMK AG 1997, HEGE 1997, SCHEFFER 1998). Gleichzeitig ist ein Verzicht auf Gülledüngung zum Schutz vor Ammoniaketrägen notwendig. Mit beiden Regelungen würde in etwa die Emissionssituation zur Zeit der Schutzgebietsausweisung erreicht, gleichzeitig jedoch vermutlich auch das Ertragsniveau stark absinken. Daher liegt diese Umsetzungsvariante zwischen der integrativen und segregativen Strategie.

Für Erfolgskontrollen der Maßnahmen müssen geeignete Parameter festgelegt werden. Die potentielle Nitratfracht im Sickerwasser und die Ammoniakemissionsdichte in den hier vorgestellten Berechnungsmethoden eignen sich hierfür besonders, da sie praxiser-

Abb. 40: Handlungsvariante „Integration“: Zonierung der risikoangepaßten Schlagbewirtschaftung und flurgestaltende Maßnahmen im Umfeld des NSG Heiliges Meer. Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

probt sind und die wichtigsten Emissionsbelastungen indizieren. Sie sind durch Feldmessungen (v.a. N_{\min} -Messung vor der Auswaschungsperiode) zu ergänzen.

Tab. 41: Nach Risiken differenzierte Maßnahmenpakete als Idealvorstellungen eines nutzungsintegrierten Immissionsschutzes im Umfeld des NSG Heiliges Meer.

Standörtlich-räumliche Risikostufe (vgl. Tab. 40)	N1, A1/P1/S	A1/P1+N2/N3	N2/N3/P2, A2	A2/P3
Maßnahmenpaket (vgl. Tab. 34, Kap. 4.3.3)	1	2	3	4
Bedarfsgerechte Düngung mit modernen Meß- u. Bilanzierungsmethoden	●	●	●	●
Zwischenfrucht nach Getreide	●	●	●	●
Ausschließliche Schleppschlauchdüngung mit Einarbeitung bzw. Gülleinjektion auf Grünland	●	●	●	○
Anlage von Erosionsschutzhecken (nach Abb. 40)	●	●	●	○
Umbruchlose Grünlandnutzung	●	●	●	-
Düngung nur in den wachsenden Bestand	●	●	○	○
Reduzierte Zwischenfruchtdüngung	●	●	○	○
Grasuntersaat im Mais	●	○	○	○
Reduzierte P-Unterfußdüngung bei Mais	●	-	-	-

Aus Sicht des Immissionsschutzes ● erforderlich ○ wünschenswert - nicht relevant

5.3.1.3 Umsetzungsszenarien

Die zahlenmäßig erfaßbaren Indikatoren und die Emissionsmodelle ermöglichen die Quantifizierung der **Minderungseffekte**. Im Szenario einer segregativen Umsetzung der Schutzziele wird davon ausgegangen, daß der gesamte Gürtel angrenzender Schläge nach vorausgegangener Aushagerung als extensive Wiesen- oder Weiden genutzt wird. In diesem Fall sind Nitrat-Frachten von unter 10 kgN/ha•a (vgl. WALTHER et al. 1985) und Ammoniak-Emissionen von 8 kgN/ha•a bei einer Beweidungsdichte von 1,4 RGV/ha zu erwarten. Nach den Modellrechnungen in Tab. 42a ergeben sich Minderungen der Stickstoff-Emissionen gegenüber dem Status quo (1992-1996) von 75 bzw. 88 %. Jenseits des Puffergürtels bleiben die Emissionen auf dem heutigen Niveau.

Im Szenario für die integrativen Umsetzungsvarianten wird angenommen, daß die aus Sicht des Immissionsschutzes erforderlichen und wünschenswerten technischen Optimierungen im gesamten Gebiet voll umgesetzt werden (vgl. Handlungspotential in Tab. 34, Kap. 4.3.3.) und die speziellen Düngungs-Zielwerte erreicht werden. Durch Bewirtschaftungsänderungen im Rahmen der bisherigen Nutzung können danach auf Acker die Nitratfrachten im Sickerwasser und die Ammoniak-Emissionsdichten um 35 % bzw. 55 % gegenüber dem Niveau von 1992-1996 gesenkt werden (Tab. 42b). Durch die besonderen Düngungsaufgaben werden in den jeweiligen Risikozonen die Nitrat- und Ammoniak-Emissionen um 70 % bzw. 85 % gesenkt (Tab. 42c).

Die voraussichtlichen **Kosten** für den Flächenkauf in der segregativen Variante werden auf 45.000 DM/ha oder 3,02 Mio. DM kalkuliert. Darin sind die Kosten spezieller Pflegemaßnahmen wie Wiedervernässungsmaßnahmen nicht eingerechnet.

Es wird von einem Bodenpreis von 4,50 DM/m² AF (Ø Bodenrichtwert der Gemeinden Hopsten, Recke, Ibbenbüren, Kreis Steinfurt 2000 schriftl.) und von einer 0-Pacht bei Übernahme der Pflege durch den Nutzer ausgegangen. Eine Förderung des Landes und der EU sind auf Flächen im staatlichen Besitz nicht möglich.

Tab. 42: Szenarien potentieller Nitrat- und Ammoniakemissionen auf Ackerflächen im Umfeld des NSG Heiliges Meer nach a) Umwandlung von Ackerfläche in extensiv genutztes Grünland im Puffergürtel (Abb. 39), b) technischer Optimierung der Bewirtschaftung in allen Risikozonen (Tab. 34, Tab. 41; Abb. 40), c) zusätzlichen Dünge-Beschränkungen (Netto-Saldo max. 30 kgN/ha, keine Wirtschaftsdünger) in den minimalen Risikozonen (Status quo u. Minderungen beziehen sich auf die mittlere jährliche Emissionen 1992-1996 = 100 %; Quelle: Betriebsleiterbefragung).

	Emissions- Status quo		Emissions- Szenario		Minderungs- Szenario		
	kgN/ha·a	tN/a	kgN/h·a	tN/a	kgN/ha·a	tN/a	%
a) Variante Segregation							
Potentielle Nitratfracht im Sickerwasser Umgewandelt Ackerfläche = 64 ha	80	5,1	10	0,6	70	4,5	88 %
Potentielle Ammoniak-Emissionsdichte Umgewandelt Ackerfläche = 64 ha	31,3	2	8	0,5	23,3	1,5	75 %
b) Variante Integration							
Potentielle Nitratfracht im Sickerwasser Maximale Risikozone für Nitrateinträge = 194 ha AF	89	17,3	58	11,3	31	6	35 %
Potentielle Ammoniak-Emissionsdichte Maximale Risikozone für Ammonikeinträge = 433 ha AF	32,9	14,3	14,7	6,4	18,2	7,9	55 %
c) Variante Integration mit Grenzwerten							
Potentielle Nitratfracht im Sickerwasser Minimale Risikozone für Nitrateinträge = 20 ha AF	63	1,3	19 ¹	0,4	44	0,9	70 %
Potentielle Ammoniak-Emissionsdichte Minimale Risikozone für Ammonikeinträge = 64 ha AF	31,3	2	5	0,3	26,3	1,7	85 %

¹ Da nur die Schlag-Emissionen von 1992-1996, die über dem Grenzwert von 30 kgN/ha^a lagen, im Szenario reduziert werden, ergibt sich eine mittlere potentielle Emission, die niedriger als der Grenzwert ist.

Setzt man für die Integrations-Variante Erfahrungswerte zu den Umsetzungskosten aus Trinkwassergewinnungsgebieten an (Tab. 43), ergibt sich ein Mittelbedarf zur Förderung emissionsarmer Bewirtschaftungsweisen in einer Größenordnung von 80.000 DM jährlich. Darin sind die kostenintensiven flurgestaltenden Maßnahmen wie die Anlage von Erosionsschutzpflanzungen und Distanzstreifen an der Meerbecke, die in ihrer Wirkung nachrangige Priorität haben, nicht eingerechnet.

Im Szenario wird davon ausgegangen, daß eine Stiftung zum Schutz des Naturschutzgebietes vor Schadstoffeinträgen eingerichtet wird, deren Mittelausstattung sich an den Kosten des Flächenkaufs (s.o.) orientiert. Die Mittel würden in der segregativen Variante binnen weniger Jahre für den Flächenkauf aufgewendet, so daß hier gegenüber der Integrations-Variante, die eine jährliche flächenbezogene Förderung beinhaltet, Opportunitätskosten (entgangene Zins- und Kursgewinne) anfallen, die derzeit z.B. bei konservativen Anlageformen wie festversinslichen Wertpapieren mit einer Laufzeit von einem Jahr und einem Zinsgewinn von 6% bei 180.000 DM liegen würden.

5.3.2 Pflegemaßnahmen im Kerngebiet

Für alle Pflegemaßnahmen gilt, daß ihre Wirksamkeit trotz zahlreicher Beispiele und Indizien nur unzureichend prognostizierbar ist. Das gilt besonders für die Maßnahmen zur

Tab. 43: Kosten der Förderung grundwasserschonender Bewirtschaftungsweisen in niedersächsischen Trinkwassergewinnungsgebieten als Abschätzungsgrundlage für die Handlungsvariante „Integration“ ¹nach NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM (1999), ²nach BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS (2000).

Maßnahme	DM/ha	Voraussichtlicher Umfang im Untersuchungsgebiet	
Intensivberatung ¹	40	433 ha AF (gesamte Risikozone)	17.320 DM
Basismaßnahmen zur Unterstützung der Beratung (Gütlest, Schlagkartei nach SchGVo) ¹	15	433 ha AF (gesamte Risikozone)	6.495 DM
Zwischenfruchtanbau mit Düngeaufgaben inkl. Maisuntersaat ²	200	194 ha AF (Risikozone Nitratreintrag)	38.800 DM
Exaktstreuer für Geflügelkot ²	50	20 ha AF (Ausbringungsfläche in der Risikozone für Nitratreinträge)	1.000 DM
	DM/m ³		
Schleppschauchanwendung ²	2	8000 m ³ (Ø-Gülleanfall bezogen auf die gesamte Risikozone)	16.000 DM
Σ			79.615 DM

Erhöhung der anthropogenen Dynamik nach dem Vorbild historischen Nutzungen, die dem Umweltqualitätsziel dienen, oligotrophe Lebensräume im sandigen Teil des Kerngebietes zu entwickeln und gefährdete Heide- und Heideweiher-Lebensgemeinschaften zu fördern. Ob letzteres tatsächlich gelingt und sich die gestörten dystrophenten oder eutraphenten Lebensgemeinschaften, die z.T. ebenfalls gefährdet sind, im Sukzessionsverlauf wieder einstellen, kann kaum vorhergesagt werden. Vor diesem Hintergrund ergibt sich für die Naturschutzplanung in Heidelandschaften regelmäßig der Entscheidungskonflikt zwischen einer kleinflächigen, langsam voranschreitenden vorsichtigen und einer schnellen weitgehenden Pflegestrategie. Beide Varianten sollen für das Kerngebiet ausgearbeitet und als Szenarien gegenübergestellt werden, um ihre Vor- und Nachteile abschließend zu diskutieren (Kap. 6.).

5.3.2.1 Stark erhöhte Dynamik

Die Pflegemaßnahmen zur Erhöhung der Lebensraumdynamik im Sandgebiet (vgl. Tab. 16, Kap. 4.1.2.3.) werden im maximalen Umfang umgesetzt. Dazu werden langfristig alle Zwergstrauch- und Pfeifengrasheiden, alle ehemaligen, mittlerweile verbrachten Wiesen gemäht und junge, gering oder mäßig schutzwürdige Gehölzbestände auf früheren Feuchtheiden entfernt. Durch flexible Koppelhaltung wird die Beweidung der Heiden am Westufer des Großen Heiligen Meeres und in den Heiden am Erdfallsee und Heideweiher einschließlich der angrenzenden Uferabschnitte punktuell intensiviert. Aus dem Heideweiher werden mit Ausnahme des Lee-Ufers *Sphagnum*-Decken und Torfschlamm entfernt. Um eine größtmögliche Winddynamik zu erzielen, werden südlich des Erdfallsees die Wallhecken auf den Stock gesetzt sowie Kiefernbestände und Laubwaldbestände vom Typ *Betulo-Quercetum*, die jeweils als gering bzw. mäßig schutzwürdig eingestuft wurden, gerodet. Eine völlige Öffnung des südlichen Schutzgebietes setzt jedoch voraus, daß Immissionschutzpflanzungen in die Agrarlandschaft verlagert werden und auf den angrenzenden Flächen Emissionsschutzmaßnahmen durchgeführt werden (siehe Nutzungssteuerung, Kap. 5.3.1.).

5.3.2.2 Mäßig erhöhte Dynamik

Die Eingriffe zur Erhöhung der Winddynamik klammern geschlossene Waldbestände völlig aus und lassen den Gehölzgürtel um das Schutzgebiet unberührt. Lediglich der schmale Gehölzsaum am Südostufer des Erdfallsees wird entfernt. Hier handelt es sich um lichte Bestände mit einem hohen Kiefernanteil und einer geringen Humusauflage. Am Heideweiher beschränken sich die Sedimententfernungen auf das Brandungsufer im Osten des Gewässers. Die Heideplaggung erfolgt nur auf Testflächen abseits der Wege und erfaßt Bestände der Trockenheiden (*Genisto-Callunetum typicum*) am Großen Heiligen Meer und der Pfeifengrasheiden (*Genisto-Callunetum molinietosum*) am Erdfallsee. Die Beweidung der Heiden wird durch flexible Koppelhaltung am Westufer des Großen Heiligen Meeres und in den Heiden am Erdfallsee und Heideweiher intensiviert. Die Uferbereiche der Seen bleiben ausgezäunt. Die verbrachten Wiesen bleiben ebenfalls von Pflegemaßnahmen unberührt.

5.3.2.3 Umsetzungsszenarien

Abb. 41 und Abb. 42 zeigen den Zustand des Kerngebietes nach der vollständigen Umsetzung der beiden Pflegevarianten und geben betroffene Lebensräume, Orte und Ziele der Maßnahmen an. Es kommt zu folgenden Veränderungen, die in Tab. 44 bilanziert werden: Bei der Maximalvariante wird der Kulturlandschaftscharakter des Gebietes sichtbar betont, da auf 19 ha (25 %) die Vegetation durch Pflegeeingriffe wie Plaggen und Mähen nach dem Vorbild historischer Nutzungen verändert wird. Die Eingriffe der mäßigen Pflegeintensivierung betreffen demgegenüber nur 5 ha (6 %) des Kerngebietes.

Im Optimalfall kann durch die Maßnahmen die *Littorellion*-Vegetation im Erdfallsee erhalten, am Heideweiher regeneriert sowie der Anteil von Trockenrasen und Zwergstrauchheiden als junge Sukzessionsstadien in den Heiden erhöht werden. In vielen Fällen wird in gefährdete schutzwürdige Vegetation eingegriffen (Tab. 44).

5.3.3 Lenkende und informierende Maßnahmen

5.3.3.1 Kulturlandschaftspfad durch das Heilige Feld

Bereits seit vielen Jahrzehnten gibt es ein bewährtes pädagogisches Konzept des Westfälischen Museums für Naturkunde mit dem Ziel, Ökologie durch direkten Kontakt zu vermitteln. Im Zentrum steht die Außenstelle Heiliges Meer mit Kursen, Exkursionen, Ausstellungen und Publikationen (vgl. HENDRICKS 1992, TERLUTTER 1995). Hintergrundinformationen zu den Pflegemaßnahmen im Kerngebiet lassen sich leicht in das bestehende Wege- und Informationskonzept integrieren. Im Umfeld des Kerngebietes sind lenkende und informierende Maßnahmen besonders wichtige Umsetzungsinstrumente. Denn nach den Umweltqualitätszielen für die Landschaft und den Umsetzungsmöglichkeiten sind gestaltende Maßnahmen nur sehr begrenzt sinnvoll und möglich.

Ein Kulturlandschaftspfad durch das Heilige Feld, der das Umfeld des Kerngebietes einbezieht und den landschaftlichen, kulturellen und ökologischen Zusammenhang zwischen Naturschutzgebiet und Agrarlandschaft aufzeigt, könnte die verborgenen Besonderheiten und Reize der Landschaft ohne gestalterische Eingriffe erlebbar machen und dabei an das bestehende Konzept der Außenstelle anknüpfen. Der Besucherstrom in das Kerngebiet ließe sich durch die Auswahl geeigneter Informationsmedien und durch den Wegverlauf so steuern, daß keine weiteren Belastungen für das Gebiet entstehen. Dafür sollten die Hintergrundinformationen durch eine käuflich zu erwerbende Broschüre vermittelt werden. Wenn es gelingt, die Ziele und Maßnahmen einer der beiden Nutzungssteuerungs-

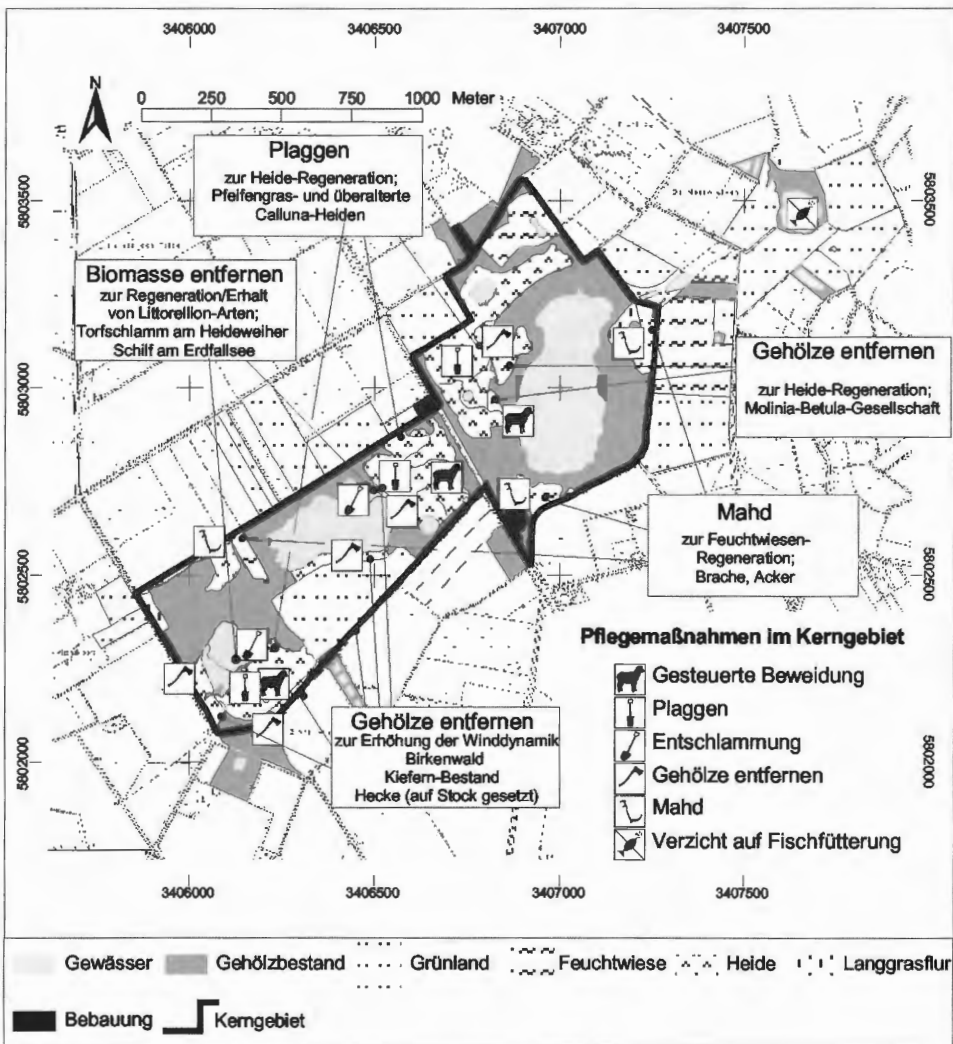


Abb. 41: Pflegevariante „stark erhöhte Dynamik“ im Sandgebiet des NSG Heiliges Meer. Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

Varianten (Kap 5.3.1.) in den Kulturlandschaftspfad einzubinden (z.B. Erläuterung zum Zwischenfruchtanbau) und umliegende Höfe gewonnen werden können, Rastmöglichkeiten anzubieten, kann mit dem Kulturlandschaftspfad darüber hinaus die Akzeptanz der Landnutzer für Ziele des Naturschutzes erhöht werden.

In der Landschaftsanalyse konnte gezeigt werden, daß die Landschaftsräume im Umfeld des Kerngebietes unterschiedliche Landschaftsphasen widerspiegeln (Abb. 13). Der Wegverlauf sollte so gewählt sein, daß die räumlich-zeitliche Landschaftsdynamik sichtbar wird. Zugleich sollten sensible Räume ausgespart werden. Dazu gehört z.B. der Ostteil des Heilig-Meer-Gebietes, durch den der aktuelle Rundweg führt (vgl. Kap. 4.1.). Abb. 43 stellt den möglichen Verlauf des Weges dar, der als Rundweg von 8 km Länge angelegt ist und in etwa 2 Stunden erwandert werden kann. Die beiden Teilrunden östlich und west-

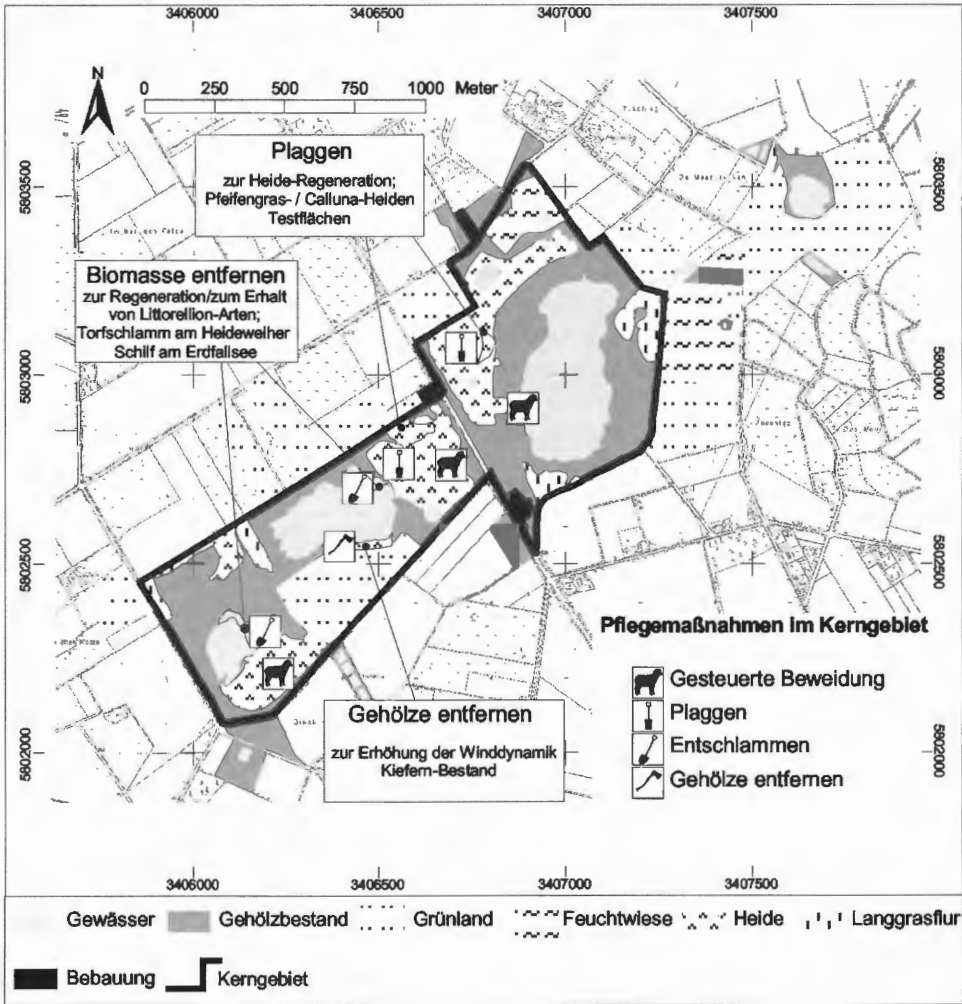


Abb. 42: Pflegevariante „mäßig erhöhte Dynamik“ im Sandgebiet des NSG Heiliges Meer. Darstellung der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

lich der Ibbenbürener Straße sind etwa gleich groß. Die Strecke verläuft zu 95 % auf bestehenden, z.T. jedoch versperrten oder als Privateigentum ausgewiesenen Wegen. Auf etwa 400 m Länge entlang von Schlaggrenzen wären neue Wegstücke anzulegen. Der Weg passiert mehrere Stationen, zu denen besondere Hintergrundinformationen gegeben werden (vgl. Auflistung unten und Abb. 43). Sie repräsentieren die erkennbaren aber auch verdeckten Landschaftselemente, die die besondere Eigenart der Landschaft vermitteln oder kulturhistorisch bedeutsam sind und geben gleichzeitig Informationen zur Ökologie und Naturschutzproblematik.

Tab. 44: Szenarien der Lebensraumveränderungen im NSG Heiliges Meer nach den Umsetzungsvarianten „stark erhöhte Pflege“ und „mäßig erhöhte Pflege“.

Szenario			Status quo			
Zukünftiger Lebensraumtyp	Fläche (ha)		Vegetationseinheit	Schutzwürdigkeit	Fläche (ha) der veränderten Vegetation u. Anteil am Gesamtbestand	
	Stark erhöhte Dynamik	Mäßig erhöhte Dynamik			Stark erhöhte Dynamik	Mäßig erhöhte Dynamik
Sandlitorale nach Entschlammung ggf. mit <i>Littorellion</i> -Vegetation	1,1	0,35	<i>Juncus effusus</i> -Bestand	gering	0,05 (50 %)	0,05 (50 %)
			<i>Scirpo-Phragmitetum</i>	mäßig	0,08 (2 %)	0,08 (2 %)
			<i>Nymphaeetum albae</i>	sehr hoch	0,79 (75 %)	0,05 (5 %)
			<i>Sphagnetum cuspidato-obesi</i>	mäßig	0,10 (9 %)	0,10 (9 %)
			<i>Eleocharitetum multicaulis</i>	sehr hoch	0,07 (19 %)	0,07 (19 %)
Feuchtwiese nach regelmäßiger Mahd	2,86	-	<i>Arrhenateretea</i> -Bestand	gering	1,21 (100 %)	-
			<i>Molinietalia</i> -Bestand	mäßig	1,65 (78 %)	-
Heide, sukzessive geplaggt	7,58	-	<i>Genisto-Callunetum typicum</i>	hoch	3,71 (79 %)	0,3 (6%)
			<i>Festuca tenuifolia-Nardus str.-Ges.</i>	mäßig	3,87 (100 %)	-
Heide, sukzessive geplaggt mit gesteuerter Beweidung	4,27	0,95	<i>Genisto-Callunetum molinietosum</i>	hoch	3,75 (100 %)	0,95 (24%)
			<i>Genisto-Callunetum typicum</i>	hoch	0,30 (6 %)	-
			<i>Ericetum tetralicis, Molinia</i> -Stadium	hoch	0,22 (16 %)	-
Heide, nach Gehölzenfernung (sukzessive Plaggung, gesteuerte Beweidung)	2,77	0,25	<i>Pinus sylvestris</i> -Bestand	gering	0,97 (18 %)	0,25 (5%)
			<i>Molinia-Betula pubescens</i> -Ges.	mäßig	0,95 (18 %)	-
			<i>Betulo-Quercetum molinietosum</i>	mäßig	0,47 (35 %)	-
			<i>Myricetum galis</i>	sehr hoch	0,05 (3 %)	-
			<i>Betulo-Quercetum</i>	mäßig	0,33 (6 %)	-
Heide, mit gesteuerter Beweidung ohne weitere Maßnahmen	-	3,32	<i>Genisto-Callunetum molinietosum</i>	hoch	-	2,80 (76 %)
			<i>Genisto-Callunetum typicum</i>	hoch	-	0,30 (6 %)
			<i>Ericetum tetralicis, Molinia</i> -Stadium	hoch	-	0,22 (16 %)
Σ	18,58	4,87				

Denkbare Stationen des Weges und Stichworte der Begleitinformation

1. Großes Heiliges Meer: Gewässerökologie und Legende um ein versunkenes Kloster
2. „Plaggensch“ im Norden des Gebietes: Besiedlungs- und Ackernutzungsgeschichte, Funktion und Wandel der Wallhecken
3. Kleines Heiliges Meer: Erdfallgeschehen, natürliche Verlandungssukzession
4. Heilig-Meer-Niederung: Zusammenspiel von Bodensenkungen, Vermoorungen und ersten Kultivierungszellen im Heiligen Feld
5. „Gravenstein“: über 400jährige Vergangenheit des Gravensteins als Kultur- und Glaubensgrenze zwischen Tecklenburg-Lingen und Osnabrück; Multilevel-Brunnen: ökologische Bedeutung des Grundwassers und Eintragsproblematik
6. Erdfallsee: Erdfallereignis von 1913, verschiedene Heideformen und Veränderungen durch Nutzungsaufgabe und Depositionen
7. „Pötters Wiesen“: Senkungsform mit uralter Vergangenheit als Wiese Uffler Bauern und Wandlung zur Ackerlandschaft
8. Erdfall westlich des Heideweiher: geologische Vergangenheit und Tragödie um ein versunkenes Boot; Umgestaltung zum Entenjagd-Gewässer

9. „Das Moor“: später Wandel einer Heide- zur Grasweide-Landschaft; Ziele der heutigen extensiven Grünlandnutzung

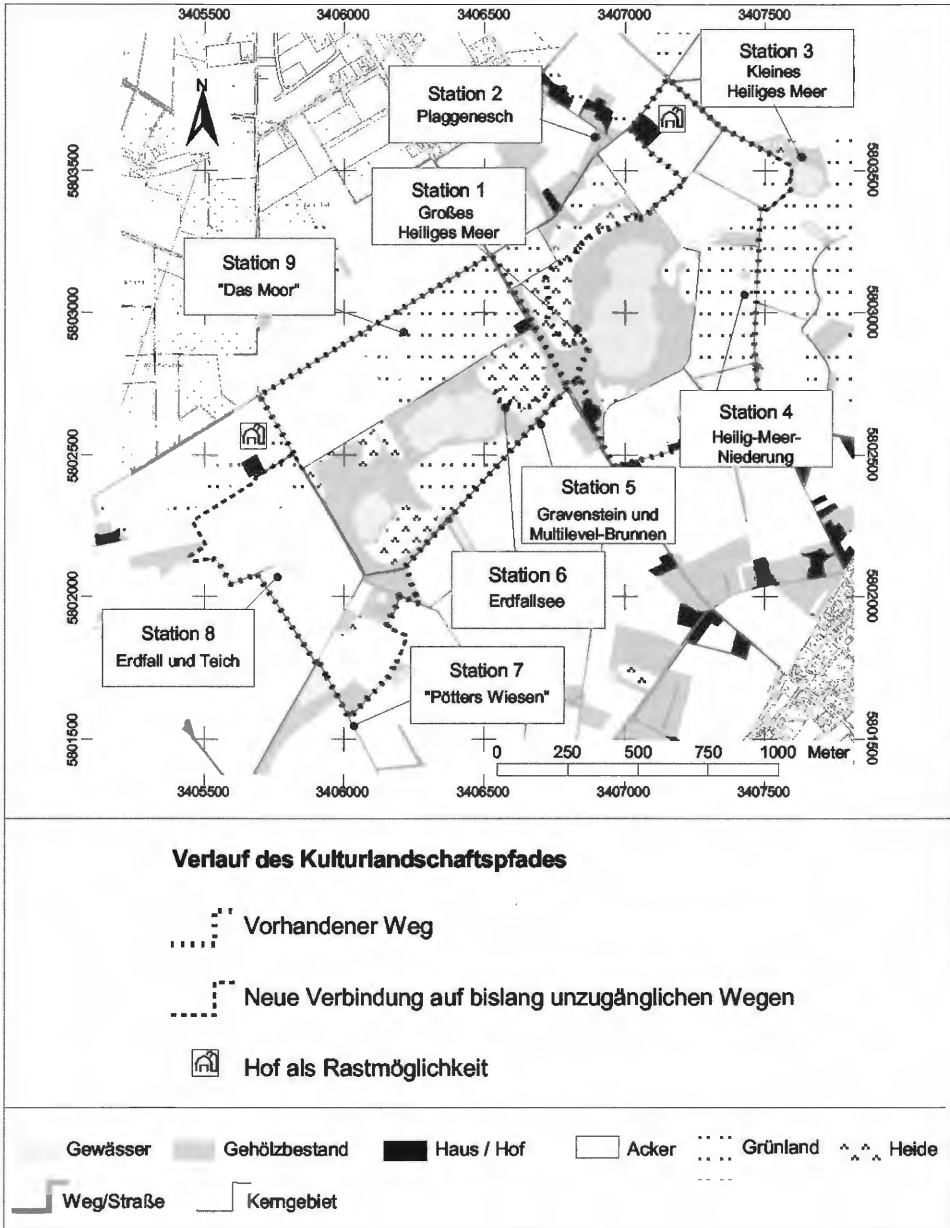


Abb. 43: Kulturlandschaftsweg Heiliges Feld. Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

6. Schlußfolgerungen

Zur Planungsmethode

Außergewöhnliche Gefährdungen erfordern außergewöhnliche Schutzanstrengungen. Dies gilt uneingeschränkt für oligotrophe Ökosysteme in Agrarräumen. Es ist unbestritten, daß Gebiete wie das Heilige Meer mit seinem Umfeld „Vorrangräume des Naturschutzes in der Agrarlandschaft“ sind (vgl. PLACHTER 1994). Die Belastungsquellen sind jedoch nicht ohne weiteres zu erkennen, da sich ihre Pfade und Wirkungen mit denen anderer Quellen und Faktoren, zu denen auch der Nutzungswandel in den Lebensräumen zählt, vermischen. Vorschnelle, undifferenzierte Lösungen auf Kosten der Landwirtschaft sind jedoch besonders angesichts der angespannten ökonomischen Situation, die den Landwirten wenig Handlungsspielraum läßt, unangebracht und undurchführbar. Für einen effizienten und angemessenen Naturschutz müssen Methoden gefunden werden, parzellenscharfe Vorrangflächen abzuleiten. Die naturwissenschaftlichen Untersuchungen im Gebiet konnten die Datengrundlage der Naturschutzplanung vor allem durch ein langjähriges Grundwasser- und Vegetationsmonitoring und durch die Ermittlung von Einzugsgebieten wesentlich verdichten, und das geographische Informationssystem erleichtert die flächenscharfe Anwendung numerischer Belastungsmodelle. Nach wie vor müssen jedoch Risikoannahmen eine wesentliche Rolle in der Planung spielen. Für die Vielzahl stofflicher Belastungspfade wurde eine spezielle Form der ökologischen Risikoanalyse (BACHFISCHER 1978, SCHOLLES 1997) angewendet, die sich auf die Immissions-, Transport- und Emissionsphasen der Stoffflüsse bezieht. Risikoanalysen in einer entsprechenden Erfassungsbreite werden bislang nur zum Trinkwasserschutz durchgeführt (vgl. BOUWER et al. 1994, FLEIGE et al. 1996). Für den Arten- und Biotopschutz liegen bislang keine methodischen Erfahrungen vor. Weitere Untersuchungen müssen helfen, die Aussagesicherheit der hier dargestellten Methoden zu erhöhen. Hervorzuheben ist vor allem der Datenbedarf zur trockenen Deposition (v.a. zu Partikeln und Ammoniak), zur Transporteffizienz im Grundwasser (v.a. zur Denitrifikation) und zu den Stoffflüssen in der ungesättigten Zone der Nutzflächen (v.a. zur N_{\min} -Dynamik).

Eine rein stofflich-funktional ausgerichtete Naturschutzplanung, die geschichtliche und ästhetische Landschaftsfunktionen außer Acht läßt, mißachtet einen wesentlichen Teil der umfassenden Ziele des Naturschutzes (vgl. § 1 BNatSchG). Daher wurde eine historische Landschaftsanalyse durchgeführt und versucht, die Ergebnisse in die Planung einzubinden. Es ist deutlich geworden, daß historisierende Leitbilder der Landschaftsdynamik zuwiderlaufen und sich fachlich nicht begründen lassen. Für Planungen in Agrarlandschaften ergeben sich daraus folgende Schlußfolgerungen: Entwicklungsziele sollten sich vorrangig auf einzelne Elemente und nicht auf die Landschaft als Ganzes beziehen (vgl. PETERS & KLINKHAMMER 2000) und diese möglichst funktional, ggf. nicht-authentisch in die moderne Landschaft einpassen (vgl. KONOLD 1998). Als Umsetzungsinstrumente sind Lenkung und Information gestalterischen Eingriffen vorzuziehen.

Mit Hilfe der stofflich-funktionalen und landschaftsgeschichtlichen Untersuchungen konnten zahlreiche Handlungsziele für den Naturschutz aufgestellt werden. Sie allein gewährleisten noch keinen effizienten Schutz. Zugleich müssen die sozio-ökonomischen Umsetzungsbedingungen und vor allem die Mitwirkungsbereitschaft der Landnutzer berücksichtigt werden. Naturschutzplanungen aus reinen „Expertenmodellen“ (BASTIAN 1996) haben den Nachteil, die Interessen der Betroffenen nicht angemessen einzubinden und scheitern daher häufig an einer fehlenden Akzeptanz. Eine diskursive Zielableitung wird als Alternative angesehen (u.a. VON HAAREN 1988, 1993, WIEGLEB 1999), ist jedoch durch die doppelte Planungsaufgabe (Landschaftsanalyse und Moderation) sehr aufwendig. Daher wurde hier ein Mittelweg beschritten, indem sozio-ökonomische Informatio-

nen durch Nutzerbefragungen integriert wurden. Die Befragung selbst erwies sich dabei als wichtiges akzeptanzförderndes Instrument, das die Ziele des Naturschutzes transparenter machte und Diskussionsmöglichkeiten bot. Diese erste Phase der Nutzerbeteiligung im Forschungsvorhaben sollte ihre Fortsetzung in einer zweiten Phase finden, in der die konkreten Umsetzungsvarianten und -szenarien diskutiert werden.

Die vielfältigen Anforderungen an die Naturschutzplanung erfordern ein komplexes Methodengerüst, um wirksame und zugleich umsetzbare Ziele abzuleiten. Darin sind die ökologische Risikoanalyse, die historische Landschaftsanalyse und die Nutzerbefragung unverzichtbare Bestandteile. Sie erfordern eine umfangreiche Datenerhebung, die nicht in jedem Fall umzusetzen sein wird. In anderen, diffus aus der umgebenden Agrarlandschaft belasteten Schutzgebieten sollte jedoch die Befragung und Beteiligung der Landnutzer auf direkt angrenzenden Agrarflächen ein Mindeststandard sein.

Für Gebiete wie das NSG Heiliges Meer besteht in jedem Fall ein im Vergleich zu gewöhnlichen Pflege- und Entwicklungsplänen überdurchschnittlicher Planungsbedarf und -aufwand, der jedoch durch die überdurchschnittliche Gefährdung oligotropher Lebensräume und Kulturlandschaftsrelikte gerechtfertigt sein wird.

Handlungsempfehlungen

Die einzelnen Varianten zur Pflege, Nutzungssteuerung und Besucherlenkung/-information geben den Rahmen vor, in dem unterschiedliche Kombinationen und Zwischenlösungen denkbar sind. Eine isolierte Umsetzung von Teilen macht hingegen wenig Sinn. Ein Schutz oligotropher Lebensräume, der sich allein auf Pflegemaßnahmen beschränkt und dabei die lokalen und ubiquitären Schadstoffbelastungen außer Acht läßt, ist wenig wirkungsvoll. Genauso reichen Maßnahmen, durch die Immissionen abgewehrt werden, nicht aus, um Lebensgemeinschaften zu erhalten, die auf Störungen angewiesen sind. Auch die Lenkung und Information von Besuchern und Landnutzern durch den Kulturlandschaftsweg ist für das Landschaftserleben, aber auch für das Verständnis und die Akzeptanz der Pflegemaßnahmen und der Nutzungssteuerung notwendig und daher fester Bestandteil des Gesamtkonzeptes.

Den beiden **Pflegevarianten** sind bereits wichtige Zielentscheidungen vorausgegangen. Im Kerngebiet wird die bisherige segregative Naturschutzstrategie (Pflege statt Nutzung) fortgeführt und stellenweise modifiziert, indem der Status-quo orientierte Naturschutz durch vermehrte temporäre Eingriffe im westlichen Teilgebiet ergänzt wird. Hintergrund ist das Umweltqualitätsziel, die besonders empfindlichen und in ihrem Bestand gefährdeten sandoligotraphenten Lebensgemeinschaften vorrangig zu erhalten und zu entwickeln. Schon heute wird in die Heideflächen pflegend eingegriffen, indem Schafe gehalten und zeitweise Bäume entfernt werden. Die beiden ausgearbeiteten Varianten erhöhen die Pflegeintensität und damit die Pflegekosten, zumal die meisten Maßnahmen im Abstand mehrerer Jahre wiederholt werden müssen. Die Kostenfrage, der Zielkonflikt, daß mit jedem Eingriff andere, zumeist ebenfalls gefährdete Lebensgemeinschaften beeinträchtigt werden und mögliche Konflikte mit Besuchern, die häufig kein Verständnis für Eingriffe in naturnahe Vegetationsbestände haben, sprechen in der Praxis gegen die Umsetzung.

Die Abwehr von Nährstoffeinträgen ist als Umweltqualitätsziel im Naturschutz unumstritten - anthropogene Störungen, die gleichfalls wichtig sind, um sandoligotraphente Lebensgemeinschaften zu erhalten, rufen jedoch oftmals starke Kritik hervor (NAGEL 1999). Die „vorsichtige“ Minimalvariante hat ein entsprechend niedriges Konfliktpotential. Bleibt es jedoch bei der darin vorgeschlagenen kleinflächigen Umsetzung, ist ein dauerhafter Erfolg zweifelhaft: Eutrophierung und Beschattung als negative Randeffekte der angrenzenden biomassereichen Bestände wirken sich bei kleinen Pionierflächen ver-

stärkt aus und die „Trefferquote“, auf intakte Diasporenvorräte zu stoßen, ist vermutlich gering. Bereits vor der Entscheidung, in welcher Intensität einzugreifen ist, muß abgewogen werden, welchen Stellenwert die langfristige Erhaltung sandoligotropher Lebensgemeinschaften und ihrer Diasporen haben soll. Wenn dies tatsächlich das Ziel ist, sind baldige Eingriffe unverzichtbar. Ab einem bestimmten Zeitpunkt wird die Sukzession in Heidegebieten unumkehrbar (vgl. RODE 1998). Daher würde das Regenerationspotential durch langjährige „in-vitro“-Versuche und durch punktuelle Versuche, die nicht in Maßnahmen umgesetzt werden, irgendwann entgültig erlöschen.

Schon sehr früh wurden im Kerngebiet Managementversuche „in vivo“ durchgeführt (u.a. RUNGE 1979, 1983). An sie sollte in einem Umfang, wie ihn die Minimalvariante vorschlägt, angeknüpft werden. Sobald Erfolge sichtbar werden, sollten die Eingriffe ohne Verzögerung mit dem Ziel der stärkeren Variante ausgedehnt werden. Versuche werden auch zukünftig unverzichtbar sein, da sich schon allein der Einfluß der globalen Schadstoffdepositionen auf den Umsetzungserfolg nicht prognostizieren läßt. Hierin liegt eine Aufgabe für zukünftige Forschungsprojekte.

Das Handlungskonzept für das Kerngebiet ist so ausgelegt, daß Nutzungen „draußen“ bleiben und alle Eingriffe aus Pflegemaßnahmen resultieren. Denkbar wären auch Lösungen, bei denen nicht die überkommenden historischen Nutzungsweisen simuliert werden, sondern die Naturschutzziele durch produktionsorientierte Nutzungen im Kerngebiet umgesetzt werden, wie z.B. eine Heidepflege durch Rinder (vgl. WITTIG & HELLBERG 1999). Damit ließen sich die Erhaltung der Biodiversität und der Schutz von Prozessen im Sinne eines „Nutzungsprozeßschutzes“ (JEDICKE 1998) vereinen und Kosten sparen. Viele der Maßnahmen, wie das Plaggen, lassen sich jedoch nicht in die gewinnorientierten Nutzungen integrieren. Die Struktur der umliegenden landwirtschaftlichen Betrieb ist hierfür ungeeignet, so daß die bisherige Zerteilung des Heiligen Feldes in ein Nutzungs- und ein Schutzgebiet, die seit den 1930er Jahren verfolgt wird (BEYER 1973 REHAGE 1983, TERLUTTER 1995), aufrechterhalten werden sollte.

Bei der **Nutzungssteuerung in der umgebenden Agrarlandschaft**, die zum Schutz des Kerngebietes erforderlich ist, sind andere Maßstäbe anzulegen. Hier sind beide Umsetzungsstrategien, Segregation und Integration, denkbar, die als polare Varianten ausgearbeitet wurden. Die segregative Variante, die der aktuellen Strategie des Landschaftsverbandes Westfalen-Lippe entspricht, setzt die Umsetzungsressourcen ausschließlich für den Kauf und die Umwandlung der angrenzenden Ackerschläge, d.h. in der minimalen Risikozone ein und erzielt dort eine weitgehende Emissionsminderung. In der alternativen integrativen Variante werden dieselben Mittel in freiwillige Vereinbarungen mit den Landwirten zur Förderung emissionsärmerer Bewirtschaftungsweisen investiert. Für die vertraglich geregelte Förderung fallen jährliche Kosten an. Die Mittel würden nach heutiger Berechnung in der maximalen Risikozone für eine Förderungsdauer von etwa 26 Jahren ausreichen. Auf der selben Fläche fällt die Wirkung der integrativen Variante vor allem bei der Verminderung der Nitrat-Emission geringer als die der segregativen Variante aus (vgl. Tab. 42). Da die segregative Variante ihre Ressourcen jedoch auf die minimale Risikozone konzentriert, ist ihre Minderungswirkung bezogen auf die maximale Risikozone geringer als die der integrativen Variante. Zur Beurteilung der tatsächlichen Entlastungswirkungen für das Kerngebiet sind jedoch die Abbau- und Filterungsprozesse im Transportverlauf zwischen Quelle und Schutzgebiet einzubeziehen. Danach sind die Maßnahmen direkt am Gebiet sicher effektiver als die in größerer Entfernung. Bei einer aktiven Begrünung und Aushagerung nach der Umstellung ist zudem mit einer schnelleren Reduktion der Nitratbelastungen zu rechnen. Beides spricht dafür, zumindest an besonderen Belastungsbrennpunkten wie z.B. am Südrand des Erdfallseegebietes, wo im Anstrom des Gebietes extrem hohe Nitratgehalte im Grundwasser gemessen wurden, die

Strategie, Flächen aufzukaufen und umzuwandeln, beizubehalten. Für die segregative Variante spricht auch, daß die meisten flurgestaltenden Maßnahmen außerhalb des Kerngebietes, z.B. die Umwandlung und Wiedervernäßung von Bodensenken zur Wiederbelebung der kulturlandschaftlichen Eigenart, nur durch den Flächenankauf umgesetzt werden können, da sie mit einer konventionellen landwirtschaftlichen Nutzung nicht vereinbar sind.

Die folgenden Argumente sprechen jedoch dafür, die bisherige segregative Naturschutzstrategie durch langfristige integrative Lösungen zu ergänzen:

Der große Bedarf der umliegenden Betriebe an Nachweisflächen für die Gülleausbringung hat die Kosten für landwirtschaftliche Flächen in die Höhe getrieben. Hinzu kommen starke individuelle Widerstände gegen Flächenverkäufe. Für die Bewirtschaftung extensiver Grünlandflächen fehlt es zudem an Interessenten, so daß zu den erhöhten Grundstückspreisen Pflegekosten anfallen. Ein nutzungsintegrierter Naturschutz kann dann die einzige Möglichkeit sein, Emissionen überhaupt abzubauen. Hinsichtlich der Opportunitätskosten, die bei der Beurteilung von Strategien, die auf Flächenkauf setzen, häufig außer Acht gelassen werden, sind die jährlich ausgeschütteten Förderungen der integrativen Strategie günstiger zu bewerten. Die Opportunitätskosten betragen im Szenario bezogen auf ein Jahr mehr als das Doppelte der Aufwendungen für die Förderung emissionsarmer Bewirtschaftungsweisen.

Zwar gewährleisten freiwillige Vereinbarungen keinen dauerhaften Schutz, da immer die Gefahr besteht, daß die Verträge gekündigt werden. Dennoch bietet ihr kooperativer Ansatz die Möglichkeit einer großräumigen nachhaltigen Emissionsminderung durch den Akzeptanzgewinn bei den Landnutzern. Dies ist auf lange Sicht notwendig, da auch eine heute meßbare Entlastung des Gebietes durch Grünland-Pufferzonen nicht unendlich wirksam sein muß, wenn die Belastungen an den Außengrenzen unvermindert anhalten und die Pufferkapazität, die z.B. durch das Denitrifikationspotential des Grundwasserleiters gegeben ist, verbraucht wird (vgl. KÖLLE et al. 1983, MUSCUTT et al. 1993). Dadurch und durch die Aufwertung der arrondierten Flächen erwächst ein kontinuierlicher Expansionsbedarf der Pufferzonen, was von vielen Landwirten als schleichende Existenzbedrohung empfunden wird und zum Boykott sämtlicher Naturschutzmaßnahmen führen kann.

Die Untersuchung der bestehenden staatlichen Förderungsmöglichkeiten haben gezeigt, daß diese Instrumente gerade auf den intensiv genutzten Flächen mit den höchsten Emissionen unwirksam sind, so daß nach weiteren Möglichkeiten gesucht werden muß. Die Befragung der Landwirte zeigt eine grundsätzliche Teilnahmebereitschaft an kooperativen Lösungen, sofern Maschinen, Bodenanalysemethoden etc. bereitgestellt oder Ausfälle ausgeglichen werden. Schon heute gehört es zu den Leitprinzipien der Außenstelle Heiliges Meer, Probleme im Gespräch mit den Landwirten zu lösen. Die hohe Bereitschaft, sich überhaupt an der Befragung zu beteiligen sowie die unerwartete Umsetzungsbereitschaft belegen den Erfolg dieser Strategie. Sie kann jedoch noch weiter ausgebaut werden. Vorbilder sind die Kooperationsrunden zwischen Wassergewinnung und Landwirtschaft in nordrhein-westfälischen und niedersächsischen Wassergewinnungsgebieten (MANTAU 1996, BGW et al. 1997, NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM 1999). Die Subvention einer ressourcenschonenden Bewirtschaftung in Wasserschutzgebieten über höhere Verbraucherpreise (Wasserpfennig) scheint gesellschaftlich akzeptiert zu sein. Im Arten und Biotopschutz gibt es hingegen nur eine geringe Zahl vergleichbarer Kooperationsrunden, am ehesten noch im Grünlandschutz. Vor allem für den Schutz von Lebensräumen vor externen Schadstoffeinträgen fehlt an Umsetzungsbeispielen, obwohl die Naturschutzgesetze keinen Unterschied im Schutzwert und in der Subventionswürdigkeit von Wasser als Lebensmittel oder als Lebensraum machen (vgl. §1 BNatSchG, §3b(1) BNatSchG). Hier könnte das NSG Heiliges Meer dazu beitragen, auf neuen Lösungswe-

gen Erfahrungen für den Schutz empfindlicher Ökosysteme in Agrarlandschaften zu sammeln.

Ein flexibler Naturschutz, der segregative und integrative Strategien als „partielle Integration“ kombiniert (PLACHTER 1994), bewirkt den effizientesten Schutz, der der hohen Gefährdung der Lebensräume im NSG Heiliges Meer angemessen ist. Solche außergewöhnlichen Lösungen auf lokaler Ebene sind dringend erforderlich, um das Überleben oligotropher Sandökosysteme in intensiv genutzten Agrarlandschaften langfristig zu sichern. Denn allein durch fernverbreitete Depositionen werden schon heute die kritischen Schwellenwerte überschritten (BOBBINK et al. 1997). Viele Schlüsselfaktoren der Schadstoffproblematik lassen sich am wirksamsten durch eine übergeordnete nutzungsintegrierte Naturschutzpolitik auf nationaler oder EU-Ebene steuern, z.B. durch Stickstoffabgaben (u.a. PFADENHAUER 1994, HEISSENHUBER & RING 1994). Da jedoch durchgreifende Änderungen auf dieser Ebene mittelfristig nicht zu erwarten sind, müssen die lokalen Steuerungsmöglichkeiten zügig und vollständig ausgenutzt werden.

7. Zusammenfassung

Diffuse Schadstoffeinträge gelten als eine der größten Bedrohungen für Naturschutzgebiete in Agrarlandschaften. Daher sind „Pufferzonen“ zum Schlagwort und zur Standardmaßnahme des Naturschutzes in Kulturlandschaften geworden. Aus ihnen resultiert ein enormer Flächenbedarf gegenüber der Landwirtschaft. Häufig fehlt es jedoch an nachvollziehbaren Begründungen sowie an tragfähigen Entwicklungskonzepten für die arrondierten Nutzflächen.

Am Beispiel der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“, die in einer einzigartigen Vielfalt nährstoffarme Lebensräume beherbergt, werden Wege aufgezeigt, wie aus ökologischen und sozio-ökonomischen Daten Umweltqualitäts- und Handlungsziele zur Gegensteuerung der Belastungen abgeleitet werden können, die umsetzbar und effizient sind. Um dem umfassenden Anspruch des Naturschutzes gerecht zu werden, scheiden sektorale Lösungen aus. Das Naturschutzgebiet und die Produktionslandschaft müssen als Einheit aufgefaßt sowie die stofflich-funktionalen mit landschaftsästhetischen und -geschichtlichen Naturschutzzielen verbunden werden.

Als methodischer Lösungsweg wird ein GIS-gestütztes Planungssystem vorgestellt, das auf drei Eckpfeilern beruht:

- auf einer stofflichen Risikoanalyse, mit der die Immissions- und Emissionsseiten der Belastungspfade verbunden und schlagbezogene Vorrangflächen für Schutzmaßnahmen in der Agrarlandschaft ausgewiesen werden können,
- auf einer historischen Landschaftsanalyse, durch die wertvolle Kulturlandschaftselemente identifiziert werden können
- auf einer Betriebsleiter-Befragung, die sowohl Bewirtschaftungsdaten liefert, als auch Aufschluß über die Ansprüche und die Mitwirkungsbereitschaft der Landnutzer gibt.

Die Naturschutzplanung mündet in ein offenes Handlungskonzept, in dem sowohl segregative als auch integrative Umsetzungsstrategien ausgearbeitet und durch Entwicklungsszenarien verdeutlicht werden. Es stellt sich heraus, daß neben der bisher verfolgten segregativen Pufferzonen-Strategie, die an Belastungsbrennpunkten nach wie vor sinnvoll und notwendig ist, auch in der kooperativen Umsetzung mit der Landwirtschaft ein großer Handlungsspielraum vorhanden ist. Auch er sollte ausgeschöpft werden, um hochgefährdete Ökosysteme wie die Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ langfristig erhalten zu können.

8. Literatur- und Quellenverzeichnis

Literatur

- AG BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- UND -SCHONGEBIETEN DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsspezifischer Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. - Eigenverlag, Oldenburg.
- AMBERGER, A. (1990): NH_3 -Verluste aus der Anwendung organischer und anorganischer Dünger. - VDLUFA-Schr.R. **30**: 103-108.
- AMFT-FÜGENER, K. (1997): Wandel der Landschaft und ihrer Eigenart in Abhängigkeit von gesellschaftlichen und sozio-ökonomischen Einflüssen am Beispiel einer Region in der Uckermark. 2. Zwischenbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt über die laufende Promotion, unveröff.
- ANT, H. & H.O. REHAGE (1983): Beobachtungen über das Auftreten des Heideblattkäfers (*Lochmaea suturalis*) und das Absterben der Besenheide. - Natur- u. Landschaftskde **19**: 35-37.
- ARTS, G.H.P. & R.S.E.W. LEUVEN (1988): Floristic changes in shallow soft waters in relation to underlying environmental factors. - Freshwater Biology **20**: 97-111.
- ARTS, G.H.P., G. VAN DER VELDE, J.G.M. ROELOFS & C.A.M. SWAAY (1990): Successional changes in the soft-water macrophyte vegetation of (sub)atlantic, sandy, lowland regions during this century. - Freshwater Biology **24**: 287-294.
- ASMAN, W.A.H., M.A. SUTTON & J.K. SHJORRING (1998): Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. - New Phytol. **139**: 27-48.
- ASMAN, W.A.H. (1994): Emission and deposition of Ammonia and ammonium. - Nova Acta Leopoldina NF **70** (288): 263-297.
- BACH, M. (1987): Die potentielle Nitrat-Belastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. - Göttinger Bodenkundliche Berichte **93**: 1-186.
- BACHFISCHER, R. (1978): Die ökologische Risikoanalyse. - Diss., TU München, 276 S.
- BANGERT, U. & I. KOWARIK (1998): Ansatz der Naturschutzplanung für die Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“. - Abh. Westf. Mus. Naturkunde **60** (2): 111-127.
- BANGERT, U. & I. KOWARIK (2000): Naturschutzplanung für das NSG Heiliges Meer und die umgebende Agrarlandschaft (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen). - Schlußbericht zum Forschungsprojekt „Umwelt als knappes Gut“ - Die Schadstoffbelastungen der Gewässerlandschaft im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und die Möglichkeiten der landschaftsplanerischen Gegensteuerung, gefördert durch die VolkswagenStiftung, Hannover: Az: II/71 074 und II/71 074 - Teilprojekt Naturschutzplanung, unveröff., Berlin, 147 S. + 28 S. Anhang.
- BARTH, E. (1995): Pflanzensoziologische und pollenanalytische Untersuchungen zur Vegetations- und Siedlungsentwicklung der Meerbecke-Niederung im Erdfallgebiet „Heiliges Meer“ (Westfalen). - Diplomarbeit am Inst. f. Geobotanik, Universität Hannover, 137 S.
- BASELER, S. (1996): Vegetationskundliche Untersuchungen zum Verbreitungsmuster in einer neu erworbenen Sukzessionsfläche am NSG Heiliges Meer bei Hopsten. - Hausarbeit an der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster.
- BASTIAN, O. (1996): Ökologische Leitbilder in der räumlichen Planung - Orientierungshilfen beim Schutz der biotischen Diversität. - Arch. für Naturschutz u. Landschaftsforschung **34**: 207-234.
- BEINHAEUER, R. & B. KRUSE (1991): Über die Erosivität des Klimas durch Windeinfluß. - Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. **65**: 9-12.
- BEINHAEUER, R. (1992): Modellgestützte, numerische Quantifizierung. - Zwischenbericht des BMFT-Projektes „Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind II“ Nr. 0339332 B/C, unveröff.
- BENKE, M. (1992): Untersuchungen zur Nitratauswaschung unter Grünland mittels Saugkerzen-Methode in Abhängigkeit von der Nutzungsart (Schnitt/Weide) der Nutzungshäufigkeit, der Bestandszusammensetzung (mit/ohne Weißklee) und der Stickstoffdüngung. - Diss. an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 125 S.
- BENNE, I., H.-J. HEINEKE & R. NETTELMANN (1990): Die DV-gestützte Auswertung der Bodenschätzung. Erfassungsanweisung und Übersetzungsschlüssel. Technische Berichte zum NIBIS Bodenkunde, Hannover, 125 S.
- BEREDOWSKI, J.J.M. (1993): The effects of external stress and disturbance factors on *Calluna*-dominated heathland vegetation. - In: AERTS, R. & G.W. Heil (Hrsg.): Heathlands, Patterns and Processes in a Changing Environment. S. 85-124, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.

- BEYER, H. (1968): Versuche zur Erhaltung von Heideflächen durch Heidschnucken im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - *Natur und Heimat* **28** (4): 145-149.
- BEYER, H. (1973): Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - In: *Der Kreis Tecklenburg*, S. 49-53, Conrad Theiß-Verlag, Stuttgart, Aalen.
- Bezirksregierung Weser-Ems (Hrsg.) (2000): Freiwillige Vereinbarungen nach § 47h NWG im Regierungsbezirk Weser-Ems 2000. - Unveröff.
- BGW, DVWG & LWK (Bundesverband der Deutschen Gas- und Wasserwirtschaft, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches, Landwirtschaftskammer Rheinland, Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe) (Hrsg.) (1997): Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft in Nordrhein-Westfalen - Erfahrungsbericht der Jahre 1989-1996, 51 S.
- BOBBINK, R. & G.W. HEIL (1993): Atmospheric deposition of sulphur and N in heathland ecosystems. - In: R. AERTS & G.W. HEIL (Hrsg.): *Heathlands, Patterns and Processes in a Changing Environment*. S. 25-50, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.
- BOBBINK, R., J.G.M. ROELOFS & J.M. VERSTRATEN (1997): Effects of atmospheric deposition on non-forest ecosystems in The Netherlands. - In: G.J. HEIJ & J.W. ERISMAN (Hrsg.): *Acid atmospheric deposition and its effects on terrestrial ecosystems in The Netherlands*. *Studies in Environmental Science* **69**: 129-156, Elsevier, Amsterdam.
- BOERMANS, G.M.F. & J.W. ERISMAN (1993): *Finals Report on the Additional Programme on Ammonia*. - National Institute of Public Health and Environmental Protection Bilthoven, Report Nr. 222105002, Bilthoven, 34. S.
- BÖNNINGHAUSEN, C. VON (1829): *Statistik der westfälischen Landwirtschaft im Jahr 1828*. Aus Auftrag und den Mittheilungen des Landwirtschaftlichen Vereins zu Münster und der Königlichen Landeskultur-Gesellschaft zu Arnsberg. - Friedrich Regensburg, Münster.
- BOUWER, W. (1995): Wasser- und Stickstoffumsatz im Boden- und Grundwasserbereich eines Wassereinzugsgebietes in Niedersachsen. - *Boden und Landschaft, Schr. R. zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie* **6**, 89 S.
- BOUWER, W., S. GÄTH & H.G. FREDE (1994): Sanierungskonzept für ein Wasserschutzgebiet im nordwestlichen Niedersachsen. - *KTBL-Arbeitsblätter* **208**: 202-212.
- BRAKENSIK, S. (1991): *Agrarreform und ländliche Gesellschaft. Die Privatisierung der Marken in Nordwestdeutschland 1750-1850*. - *Forschungen zur Regionalgeschichte* **1**, Paderborn.
- BRILON, W., H.-J. NIEMANN & E. ROMBERG (1987): Windkanaluntersuchungen zur Ausbreitung von Abgasen an Autobahnen. - *Straßenverkehrstechnik* **31**: 122-133.
- BROLL, G., S. FRANZ & S. TEUTENBERG (2000): Aushagerung einer Pufferzone zum Schutz eines Heide-Naturschutzgebietes. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* **32** (4): 112-116.
- BROUWER, E. & J.G.M. ROELOFS (1998): Groundwater as an alternative for the supply of eutrophied surface water in nutrient poor, acid-sensitive softwater pools. - *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig Holstein und Hamburg* **57**: 121-127.
- BROUWER, E., R. BOBBINK, J.G.M. ROELOFS & G.M. VERHEGGEN (1996): Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiering van oppervlaktewateren - Eindrapport monitoringprogramma tweede fase, Ministerie van Landbouw, Natuurruimte en Visserij, Nijmegen, 206 S.
- BUDDE, H. (1942): Die benthale Algenflora, die Entwicklungsgeschichte der Gewässer und die Seentypen im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - *Archiv f. Hydrobiologie*: **39**: 189-293.
- B/L AG DÜNGE VO (Bund-/Länderarbeitsgruppe zum Vollzug der Düngeverordnung) (1996): *Muster-Verwaltungsvorschrift für den Vollzug der Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) vom 23.7.1996* - Bundesrat, Bonn.
- CAPELLE, A. & R. LÜDERS (1985): Die potentielle Erosionsgefährdung der Böden in Niedersachsen. - *Göttinger Bodenkundliche Berichte* **83**: 107-125.
- CLAUPEIN, W. (1994): Zwischenfruchtanbau und Untersaaten zur Verminderung des Stickstoffausstrages - Möglichkeiten und Grenzen. - *KTBL-Arbeitsblätter* **206**: 51-59.
- CLYMO, R.S. (1963): Ion exchange in *Sphagnum* and its relation to bog ecology. - *Ann. Bot (Oxford)* **27**: 309-324.
- DÄMMGEN, U., L. GRÜNHAGE, A. KÜSTERS & H.-J. JÄGER (1992): Vertikale Flüsse sedimentierender Partikel. - In: L. GRÜNHAGE & H.-J. JÄGER (Hrsg.): *Auswirkungen luftgetragener Stoffe auf ein Grünlandökosystem - Ergebnisse siebenjähriger Ökosystemforschung - Teil I. Landbauforschung Völknerode*, **Sh. 128**: 188-200.
- DE BODE, M.J.C. (1991): Odour and ammonia emissions from manure storage. - In: V.C. NIELSEN, J.H. VOORBURG & P. LÍ HERMITE (Hrsg.): *Odour and Ammonia Emissions from Livestock Farming*, S. 59-67, Elsevier Applied Science, London, New York.

- DIEMONT, W.H. & H.D.M. LINTHORST HOMAN (1989): Re-establishment of dominance by dwarf shrubs on grass heath. - *Vegetatio* **85**: 13-19.
- DIERSSEN, K. (1972): Die Erhaltung westdeutscher Heidegewässer - Ein Beitrag zur regionalen Naturschutzplanung. - *Natur u. Landschaft* **47** (6): 166-167.
- DIERSSEN, K. (1993): Rote Listen Pflanzengesellschaften - Bearbeitungsstand, Entwicklungsbedarf, Defizite. - *Schr. R. für Landschaftspflege und Naturschutz* **38**: 87-102.
- DÖHLER, H., E. HERZOG & U. SCHULTHEISS (1995): Kurz- und langfristige Stickstoff-Wirkung von organischen Düngemitteln. - *VDLUFA-Schr.R.* **40**: 713-716.
- DRAGOSITS, U., M.A. SUTTON, E. LORD, J. WEBB & C.J. PLACE (1997): A local emission inventory for ammonia using field level data. - Zit in: SUTTON, M.A., C. MILFORD, U. DRAGOSITS et al. (1998): Dispersion, deposition and impacts of atmospheric ammonia: quantifying local budgets and spatial variability. Elsevier, *Environmental Pollution* **102** (S1): 349-361.
- DRENGEMANN, H., K. URBAN & T. GÖDEKE (1995): Bemerkenswerte Wiederfunde seltener Strandlingsvegetation in Heidewiehern in Bremen. - *Abh. Naturw. Verein Bremen* **43** (1): 117-139.
- DRIESCHER, E. & J. GELBRECHT (1990): Phosphat im unterirdischen Wasser. 3. Mitteilung: Phosphatgehalte im Grundwasser - Untersuchungen zur P-Kontamination des Grundwassers im Einzugsgebiet der unteren Spree und in benachbarten Räumen. - *Acta Hydrophys.* **34** (2/3): 79-95.
- DVGW (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches) (1992): Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiet, 1. Teil: Schutzgebiete für Grundwasser, Entwurf.
- EERDEN, L.J. VAN DER, TH.A. DUECK, J.J.M. BERDOWSKI, H. GREVEN & H.F. VAN DOBBEN (1991): Influence of NH₃ and (NH₄)₂SO₄ on heathland vegetation. - *Acta Bot. Neerl.* **40** (4): 281-296.
- ELLENBERG, H. SEN., H.E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULISSEN (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - *Scripta Geobotanica* **18**, 258 S.
- ELSÄSSER, M. (1994): Auswirkungen intensiver Grünlandbewirtschaftung hinsichtlich der Nitratbelastung von Wasserschutzgebieten. - *KTBL-Arbeitspapier* **206**: 103-118.
- ELSTER, H.J. (1958): Das limnologische Seentypensystem, Rückblick und Ausblick. - *Verh. int. Ver. Limnol.* **13**: 101-120.
- EMEP/MSCW (1996): Status Report. - Research Report No. 32, Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
- ENGELS, P. (1993): Nitrat Auswaschung aus Getreide- und Zuckerrübenflächen bei unterschiedlichem N-Angebot. - Zit in: H.-G. FREDE & S. DABBERT (Hrsg.): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*, Ecomed Verlag, Landsberg.
- ERISMAN, J.W. & A. BLEEKER (1997): Emission, concentration, and desposition of acidifying substances. In: G.J. HEIJ & J.W. ERISMAN (Hrsg.): *Acid atmospheric deposition and its effects on terrestrial ecosystems in The Netherlands*. - *Studies in Environmental Science* **69**: 21-82, Elsevier, Amsterdam.
- ERNST, P. (1990): Nitratbelastung unter Grünland. - *LÖLF-Jahresbericht 1989*: 20-21.
- ERZ, W. (1986): Ökologie oder Naturschutz. Überlegungen zur terminologischen Trennung und Zusammenführung. - *Berichte der Akademie für Naturschutz u. Landschaftspflege* **10**: 11-17.
- ESSLAGE, K. (1994): Die Markenteilung. - In: H. RODE & K. ESSLAGE (Hrsg.): *Üffeln - Geschichte eines Ibbenbürener Ortsteils*, S. 82-89, Ibbenbüren.
- EULENSTEIN, F. (1991): Stickstoff-Überschüsse aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung als bestimmende Größen für die Nitratbelastung des Grundwassers. - *Diss. am Fachbereich Agrarwissenschaften der Universität Göttingen*, 149 S., Göttingen.
- FABIS, J., M. BACH, H.-G. FREDE & I. HERZOG (1995): Filter-, Distanz- und Abschirmfunktion von Uferstreifen für Gewässer. - *Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch.* **76**: 1313-1316.
- FELDWISCH, N. & U. SCHULTHEISS (1998): Allgemeine ackerbauliche Aspekte. - In: H.-G. FREDE & S. DABBERT (Hrsg.): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*, S. 58-100, Ecomed Verlag, Landsberg.
- FELDWISCH, N. (1998): Austragspfad Auswaschung. - In: H.-G. FREDE & S. DABBERT (Hrsg.): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*, S. 107-114, Ecomed Verlag, Landsberg.
- FELDWISCH, N. H. G. FREDE & F. HECKER (1998): Verfahren zum Abschätzen der Erosions- und Auswaschungsgefahr. - In: H.-G. FREDE & S. DABBERT (Hrsg.): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*, S. 22-40, Ecomed Verlag, Landsberg.
- FINCK, P., U. HAUKE, E. SCHROEDER, R. FORST & G. WOITHE (1997): Naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder. Rahmenvorstellungen für das Nordwestdeutsche Tiefland aus bundesweiter Sicht. - *Schr.R. für Landschaftspflege und Naturschutz* **50/1**, 265 S.
- FLEIGE, H., MÜLLER, U., SCHEFFER, B., SCHÜLTKEN, H. & TSCHIRSICH, C. (1996): *Wasserwirtschaft-*

- liche Anforderungen an die Landnutzungsplanung zur Verminderung des Nitrataustrags insbesondere in Wasserschutzgebieten. - DVWK-Schriften **111**, 124 S.
- FRIELINGHAUS, M. & R. FUNK (1992): Modellareal Gottesleben. - Zwischenbericht des BMFT-Projektes „Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind II“ Nr. 0339332 E, unveröff..
- FRIELINGHAUS, M. (Hrsg.) (1997): Merkblätter zur Bodenerosion in Brandenburg. - ZALF-Berichte **27**, MÜNCHENBERG.
- FÜRST, D., H. KIEMSTEDT, E. GUSTEDT, G. RATZBOR, & F. SCHOLLES (1989): Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung. - UBA-FB 109 01 008, Berlin, 323 S.
- GATH, S. (1997): Methoden der Nährstoffbilanzierung und ihre Anwendung als Agrar-Umweltindikator. - Umweltverträgliche Pflanzenproduktion, Fachtagung Wittenberg, 11.-12.7.1996. Initiativen zum Umweltschutz (Deutsche Bundesstiftung Umwelt) **5**: 115-126.
- GELLER, G. (1999): Langzeiterfahrung mit bewachsenen Bodenfiltern (Stoffanreicherung, Leistungsfähigkeit). - Abstract zum Vortrag auf der 29. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie, 13.-18.9.1999, Bayreuth.
- GIMMINGHAM, C.H. (1994): Lowland Heath of West Europe: Management for Conservation. - *Phytocoenologia* **24**: 615-626.
- GLADEN, A. (1988): Die Gemeinde Recke im Zeitalter der Moderne - Wirtschaft und Bevölkerung im 19. und 20. Jahrhundert. - In: Gemeinde Recke (Hrsg.): Recke 1189-1989 - Beiträge zur Geschichte, S.165-214, Verlag Ibbenbürener Vereinsdruckerei, Ibbenbüren.
- GLIME, J.M., R.G. WETZEL & B.J. KENNEDY (1982): The effects of Bryophyta on succession from alkaline marsh to *Sphagnum* bog. - *Amer Midl. Naturalist* **108**: 209-223.
- GÖTZ, B. (1997): Regionale Stoffbilanzen in der Landwirtschaft am Beispiel des Einzugsgebietes der Strem (Südburgenland). In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft - Ein Instrument für den Umweltschutz? Workshop 20.-21. Juni 1996, Wien, S. 171-180.
- GRAAF, M.C.C. DE, R. BOBBINK., J.G.M. ROELOFS & P.J.M. VERBEEK (1998): Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. - *Plant Ecology* **135**: 185-196.
- GRAEBNER, P. (1930): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten. - Abh. Westf. Provinzialmus. Naturkunde Münster **1**: 137-150.
- GRIME, J.P. (1974): Vegetation classification by reference to strategies. - *Nature* **250**: 26-31.
- GRIME, J.P. (1979): Plant strategies and vegetation processes. - Chichester, New York, Brisbane, Toronto.
- HAAREN, C. VON (1988): Beitrag zu einer normativen Grundlage für praktische Zielentscheidungen im Arten- und Biotopschutz. - *Landschaft und Stadt* **20**: 97-106.
- HAAREN, C. VON (1991): Leitbilder oder Leitprinzipien? - *Garten u. Landschaft* **101** (2): 29-34.
- HAAREN, C. VON (1993): Anforderungen des Naturschutzes an andere Landnutzungssysteme. Umsetzungsorientierte Ziele am Beispiel Landwirtschaft und Siedlung. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* **25**: 170-176.
- HAAREN, C. VON (1999): Begriffe, Vorgehen und Hierarchien bei der Zielentwicklung im Naturschutz. - In: G. WIEGLEB, F. SCHULZ & U. BRÖRING (Hrsg.): Naturschutzfachliche Bewertungen im Rahmen der Leitbildmethode, S. 15-36, Physika-Verlag, Heidelberg.
- HAARMANN, K. & P. PRETSCHER (1993): Zustand und Zukunft der Naturschutzgebiete in Deutschland. Die Situation im Süden und Ausblicke auf andere Landesteile. - *Schr.R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* **39**: 1-266.
- HABER, W. (1997): Zur ökologischen Rolle der Landwirtschaft. - *Rundgespräche Komm. Ökologie* **13** („Landwirtschaft im Konfliktfeld Ökologie - Ökonomie“): 101-130.
- HAGEMANN, B., R. POTT & J. PUST (2000): Bedeutung der Vegetation für Stillgewässer-Ökosysteme, Profildifferenzierung und Trophieentwicklung im Naturschutzgebiets „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen). - In: POTT, R. (Hrsg.): Ökosystemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). Interaktionen zwischen Still- und Fließgewässern, Grundwasser und Vegetation sowie Landnutzung und Naturschutz. - Abh. Westf. Mus. Naturk. **62** (Beiheft): 173-271.
- HAGEMANN, B. & J. PUST (1999): Hochwasserphasen und ihre Folgen für Gewässerökosysteme am Beispiel des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“. - *Natur und Heimat* **59** (3): 77-86.
- HALLEKAMP, S. (1992): Vegetationsökologische Untersuchungen der Heiden und Grasfluren des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten. - Diplomarbeit, Bot. Inst. Westf. Wilhelms Universität, 86 S.
- HASELHOFF, E. & H. BREME (Hrsg.) (1900): Die Entwicklung der Landeskultur in der Provinz Westfalen im 19. Jahrhundert. Eine Denkschrift bei Gelegenheit der Ausstellung für Moor-, Haide- und Wiesenkultur in der Provinz Westfalen. - Verlag „der Westfale“, Münster, 311 S.

- HASSE, F. (1994): Gewässerökologische und vegetationskundliche Untersuchungen zur Eutrophierung des Grund- und Oberflächenwassers von pleistozänen Sandlandschaften - Beispiel NSG Heiliges Meer. - Diplomarbeit am Inst. f. Geobotanik, Universität Hannover, 132 S.
- HASSENPFUG, W. (1992): Winderosion. - In: H.P. BLUME (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes, Zweite überarbeitete u. wesentlich erweiterte Auflage, S. 201-215, Ecomed Verlag, Landsberg.
- HEGE, U. (1997): Nährstoffsaldierung landwirtschaftlicher Betriebe - Vorgehensweise und Bewertung. - In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft - Ein Instrument für den Umweltschutz? Workshop 20.-21. Juni 1996, S. 94-100, Wien.
- HEIDT, E., R. SCHULZ & H. PLACHTER (1997): Konzept und requisiten der naturschutzfachlichen Zielbestimmung am Beispiel der Agrarlandschaft Nordostdeutschlands (Uckermark, Brandenburg). - Verh. Ges. f. Ökologie **27**: 263-272.
- HEIDT, E., R. SCHULZ & M. LEBERECHT (1994): Konzeption für die Formulierung und Umsetzung von Leitbildern, Umweltqualitätszielen und Umweltstandards für eine umweltgerechte Landnutzung im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Land Brandenburg). - Laufener Seminarberichte **4/94**: 141-152.
- HEIL, G.W. & R. AERTS (1993): General introduction. - In: R. AERTS & G.W. HEIL (Hrsg.): Heathlands, Patterns and Processes in a Changing Environment. S. 1-24, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.
- HEISSENHUBER, A. & H. RING (1994): Landwirtschaft und Umweltschutz. - In: K. BUCHWALD & W. ENGELHARD (Hrsg.): Umweltschutz - Grundlagen und Praxis, Bd. 9, S. 38-132, Economica, Bonn.
- HELLBERG-RODE, G. (1987): Vegetationskundliche und bodenökologische Untersuchung einer subatlantischen Zwergstrauchheide im NSG „Heiliges Meer“. - Natur und Landschaft **62** (12): 507-512.
- HENDRICKS, A. (1992): Geschichte des Westfälischen Museums für Naturkunde 1945-1992. - Abh. Westf. Mus. Naturk. **54** (Beiheft): 51-99.
- HENRION, I. (1986): Heiliges Meer - Erweiterung, Kreis Steinfurt. Gutachten zur Naturschutzwürdigkeit auf floristisch-vegetationskundlicher Basis. - Unveröff. Manuskript, 12 S., Hannover.
- HOEGEN, B. & E. PFEFFER (1996): Nährstoffangepaßte Fütterung - Möglichkeiten und Grenzen. - Schr. R. des Lehr- und Forschungsschwerpunktes „Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft“, 52 S., Bonn.
- HOEGEN, B. & W. WERNER (1998): Düngungskonzepte für viehhaltende Betriebe auf Ackerbaustandorten in Nordrhein-Westfalen. - Schr. R. des Lehr- und Forschungsschwerpunktes „Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft“ **58**, 57 S., Bonn.
- HOFMANN, K. (1995): Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen der Heidekolke des NSG „Heiliges Meer“ unter Berücksichtigung der Trophie des oberflächennahen Grundwassers. - Diplomarbeit am Inst. f. Geobotanik, Universität Hannover, 96 S.
- HOFMANN, K. (1998): Die Sukzession des Heideweihers und der Heidekolke im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, Westfalen, in Abhängigkeit von den Trophiebedingungen. - Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig Holstein und Hamburg **57**: 91-93.
- HÖLTER, A. (1998): Die Vegetation des Erdfallsees und der angrenzenden Kleingewässer unter Berücksichtigung trophiebestimmender Parameter. - Diplomarbeit am Inst. f. Geobotanik, Univ. Hannover, 151 S.
- HOLTZ, F., H. LIENENBECKER & K. LEWEJOHANN (1965): Abnormitäten bei einigen Grasarten des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ und seiner Umgebung. - Natur u. Heimat **25**: 109-111.
- HOUDJK, A.L.F.M., P.J. VEERBEK, H.F.G. VAN DIJK, & J.G.M. ROELOFS (1993): Distribution and decline of endangered herbaceous heathland species in relation to the chemical composition of the soil. - Plant Soil **148**: 137-143.
- HUGENSCHÜTT, V. & M. NOLTE (1994): Nährstoffbelastung der Spree. Vorschläge zur Sanierung eines Tieflandflusses. - Bine Projekt Info-Service Nr. 12 / November 1994.
- ISERMANN, K. (1990): Ammoniakemission der Landwirtschaft als Bestandteil ihrer Stickstoffbilanz und Lösungsansätze zur hinreichenden Minderung. - In: KTBL/VDI (Hrsg.): Ammoniak in der Umwelt. Kreisläufe, Wirkungen, Minderungen. Gemeinsames Symposium 10. bis 12. Oktober 1990, FAL Braunschweig-Völkenrode, S. 1.1- 1.75, Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- ISERMANN, K. (1994): Studie E - Ammoniak-Emissionen der Landwirtschaft, ihre Auswirkungen auf die Umwelt und ursachenorientierte Lösungsansätze sowie Lösungsaussichten zur hinreichenden Minderung. - In: Enquete Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages (Hrsg.). Bd. 1 Landwirtschaft, Studienprogramm, Teilband 1, Economic-Verlag, Bonn.

- JACOBS, G. (1997): Ertrags- und umweltorientierte Düngung von Mais im Rahmen der Düngeverordnung. - Umweltgerechter und ertragsorientierter Maisanbau. Ökologische Situationen, produktionstechnische Entwicklungen, Zukunftsperspektiven. Universitäts-Gesamthochschule Paderborn, 8. u. 9. Juli 1997: S. 116-121, Soest.
- JÄGER, H. (1987): Entwicklungsprobleme europäischer Kulturlandschaften. - Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- JENTSCH, A., T. STEINLEIN & W. BEYNSCHLAG (1999): Mechanische Bodenstörungen in Sandökosystemen. - Abstract zum Vortrag auf der 29. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie, 13.-18.9.1999, Bayreuth.
- KALBITZ, K., H. RUPP, R. MEISSNER & F. BAUMANN (1999): Folgewirkungen der Renaturierung eines Niedermooses auf die Stickstoff-, Phosphor- und Kohlenstoffgehalte im Boden und Grundwasser. - Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung **40**: 22-28.
- KAPLAN, K. & H. LENSKI (1989): Zur Pflanzenbesiedelung feuchter nährstoffarmer Pionierstandorte in der Westfälischen Bucht. - Natur u. Heimat **49**: 49-56.
- KAPLAN, K. & T. MUER (1990): Beobachtungen zum Diasporenreservoir im Bereich ehemaliger Heideweiler. - Flor. Rundbr. **24**: 38-45.
- KAPLAN, K. (1993): Heideweilergefährdung durch Immissionen. - LÖLF-Mitteilungen **1/93**: 10-17.
- KAPLAN, K. (1998): Zur Bedeutung der Samenbanken für den Schutz der Pflanzenarten nährstoffarmer Stillgewässer. - Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig Holstein und Hamburg **57**: 67-78.
- KLEINERT, A. (1988): Markeneinteilungen in Recke. - In: Gemeinde Recke (Hrsg.): Recke 1189-1989 - Beiträge zur Geschichte, S. 227-250, Verlag Ibbenbürener Vereinsdruckerei, Ibbenbüren.
- KNOBLAUCH, S. & I. PFLEGER (1996): N-Austrag aus zwei Thüringer Grünlandstandorten mit extensiver und intensiver Bewirtschaftung. - VDLUFA-Schr. R. **40**: 809-812.
- KÖHLER, B. (1997): Bewertung des Landschaftsbildes. - NNA-Berichte **10** (3): 23-33.
- KOHN, J. (1992): Diasporenpotential und Vegetation unterschiedlich beeinträchtigter Heideweiler. - Diplomarbeit aus der Fakultät für Biologie - spezielle Botanik der Universität Bochum.
- KOHN, J. (1993): Zum Diasporenreservoir unterschiedlich beeinträchtigter nordwestdeutscher Flachgewässer. - Metelener Schr.R. für Naturschutz **4**: 75-91.
- KÖLKER, J. (1934): Die kulturlandschaftliche Entwicklung des Kreises Tecklenburg. - Diss. TU Aachen, 148 S., Köln.
- KÖLLE, W., P. WERNER, O. STREBEL & J. BÖTTCHER (1983): Denitrifikation in einem reduzierenden Grundwasserleiter. - Vom Wasser **61**: 125-147.
- KONOLD, W. (1998): Raum-zeitliche Dynamik von Kulturlandschaften und Kulturlandschaftselementen. - Naturschutz und Landschaftsplanung **30** (8/9): 279-284.
- KOPPE, F. (1931): Die Moosflora des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten. - Abh. Landesmus. Provinz Westf., Mus. f. Naturkunde **2**: 103-120.
- KOWALEWSKY, H.-H. & L. LAURENZ (1991): Mit Gülle düngen - pflanzengerecht, wirtschaftlich und umweltschonend. - DLG-Management & Technik Nr. 1., Zit. in: H.-G. FREDE & S. DABBERT (Hrsg.): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft, S. 127, Ecomed Verlag, Landsberg.
- KOWARIK, I. (1993): Stadtbrachen als Niemandsländer, Naturschutzgebiete oder Gartenkunstwerke der Zukunft? - Geobot. Kolloq. **9**: 3-24.
- KRAUSE, C.L. (1985): Zur planerischen Sicherung des Landschaftsbildes und zur Berücksichtigung der Landschaftsbildqualitäten im Eingriffsfall. - In: Inst. f. Städtebau gemeinsam mit der BFANL (Hrsg.): Eingriffe in Natur und Landschaft durch Fachplanungen und private Vorhaben., S. 136-152, Berlin.
- KREUTZER, K. (1981): Die Stoffbefrachtung des Sickerwassers in Waldbeständen. - Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. **32**: 273-285.
- KRIEGSMANN, F. (1938): Produktionsbiologische Untersuchung des Pelagials des Großen Heiligen Meeres unter besonderer Berücksichtigung seines Eisenhaushaltes. - Abh. Landesmus. Provinz Westf., Mus. f. Naturkunde **9** (2): 3-106.
- KUNTZE, H., W. SCHÄFER & O. DÜWEL (1995): Endbericht „Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind II“, Teilvorhaben A: Erfassung des Parameters Rauigkeit mit bodenkundlichen Methoden. BMFT-Verbundforschungsprojekt Nr. 03393332 A, 116 S., Bremen.
- LADEMANN, H. & R. PÖTHIG (1994): Untersuchungen zur Phosphorbelastung, Phosphorverlagerung und Phosphorsorptionsfähigkeit dräniertes Agrarflächen als Beitrag zum Gewässerschutz. - Vom Wasser **82**: 323-334.
- LEUSCHNER, CH. & J. IMMENROTH (1994): Landschaftsveränderungen in der Lüneburger Heide

- 1770-1985. Dokumentation und Bilanzierung auf der Grundlage historischer Karten. - Arch. f. Naturschutz u. Landschaftsf. **33**: 85-139.
- LINDEMANN, K.-O. (1993): Die Rolle von *Deschampsia flexuosa* in *Calluna*-Heiden Mitteleuropas. - NNA-Berichte **3/93**: 20-38.
- LOTZE, F. (1956): Zur Geologie der Senkungszone des Heiligen Meers (Kreis Tecklenburg). - Abh. Westf. Mus. Naturkunde Münster **18** (1): 1-36.
- LÜBBEN, U. (1973): Zur Verbreitung und Ökologie der Wasserlobelie (*Lobelia dortmanna* L.) in der Bundesrepublik Deutschland. - Mitt. Flor.soiz. Arbeitsgem. N.F. **15/16**: 28-40.
- MACHARACEK, T. (1996): Hydrochemische und pflanzensoziologische Untersuchungen zum Einfluß von Eutrophierungsparametern im Grundwasser. - Diplomarbeit am Inst. f. Geobotanik, Universität Hannover, 196 S.
- MANNHEIM, T. (1996): Ammoniakemissionen von landwirtschaftlichen Nutzflächen: Quellen und Minderungsmaßnahmen. - Diss. an der Fakultät Agrarwissenschaften der Universität Hohenheim, 149 S., Niedererbach/Westerwald.
- MANNHEIM, T., J. BRASCHKAT, J. DÖRR & H. MARSCHNER (1997): Computergestützter Schätzrahmen zur Ermittlung und Verminderung von Ammoniakemissionen nach Flüssigmistausbringung. - Z. Pflanzenerähr. Bodenk. **160**: 133-140.
- MANTAU, R. (Hrsg.) (1996): Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre. Ein Bericht über die Ergebnisse der Beratung in 1995. - Coesfeld, 79 S.
- MATZNER, E. & K.-J. MEIWES (1990): Deposition von Stoffen, speziell Stickstoff in Waldökosystemen. - Veröff. des Instituts für Stadtbauwesen, TU Braunschweig **48**: 243-250.
- MÜLLER, J., I. VAGTS & E. FRESE (1997): Pflanzliche Regenerationsstadien und Besiedlungsdynamik in nordwestdeutschen *Calluna*-Heiden nach Brand. - NNA-Berichte **10(5)**: 87-104.
- MÜLLER, U. (1997): Auswertungsmethoden im Bodenschutz - Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). 6. Aufl., Hannover, 321 S.
- MÜNCHHAUSEN, H. VON & H. NIEBERG (1996): Agrar-Umweltindikatoren: Grundlagen, Verwendungsmöglichkeiten und Ergebnisse einer Expertenbefragung. - Umweltverträgliche Pflanzenproduktion, Fachtagung Wittenberg, 11.-12.7.1996. Initiativen zum Umweltschutz (Deutsche Bundesstiftung Umwelt) **5**: 2-13.
- MUSCUTT, A.D., G.L. HARRIS, S.W. BAILEY & D.B. DAVIES (1993): Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. - Agriculture, Ecosystems and Environment **45**: 59-77.
- NAGEL, A. (1999): Bemerkenswerte Vegetationsentwicklung nach Abtrag des Oberbodens in verschiedenen bremischen Schutzgebieten. - Abh. Naturwiss. Verein Bremen **44** (2-3): 579-591.
- NEUHAUS-LEPKE, H. (1939): Das „Heilige Meer“. - unveröff. Mskr. an der Außenstelle des Westf. Mus. Naturkde. „Heiliges Meer“.
- NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM (1999). Effizienzkontrolle der Maßnahmen in der Landwirtschaft aus der Wasserentnahmegebühr - Prioritätenprogramm Trinkwasser. - Statusbericht und Vorschläge des ad-hoc-Arbeitskreises „Prioritätenprogramm“, Hannover, 63 S.
- NIEHAUS, N. (1996): Wechselbeziehungen von Stickstoff-Deposition und Grundwasser in Heidelandschaften. - Diplomarbeit am Inst. f. Geobotanik, Universität Hannover, 184 S.
- NOWACK, R. (1980): Abnormitäten einiger Grasarten am Rande der Landstraße L 504 im Bereich des NSG „Heiliges Meer“. - Natur und Heimat **40** (3): 90-91.
- PETERS, J. & B. KLINKHAMMER (2000): Kulturhistorische Landschaftselemente. - Naturschutz u. Landschaftsplanung **32** (5): 147-152.
- PFADENHAUER, J. & D. MAAS (1987): Samenpotential in Niedermoorböden des Alpenvorlandes bei Grünlandnutzung unterschiedlicher Intensität. Flora **178**: 157-166.
- PFADENHAUER, J. (1994): Integration der Landnutzungen bei der Umsetzung von Naturschutzziele. - Veröff. PAÖ **8**: 45-72.
- PLACHTER, H. & A. WERNER (1998): Integrierende Methoden zu Leitbildern und Qualitätszielen für eine naturschonende Landwirtschaft. - Z. f. Kulturtechnik u. Landentwicklung **39**: 121-129.
- PLACHTER, H. (1994): Der Beitrag des Naturschutzes zu Schutz und Entwicklung der Umwelt. - In: K.H. ERDMANN & H. G. KASTENHOLZ (Hrsg.): Umwelt und Naturschutz am Ende des 20. Jahrhunderts. S. 198-254, Springer, Berlin.
- POTT, R. & J. HÜPPE (1991): Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. - Abh. Landesmus. Naturkde. Münster **53** (1/2), 313 S.
- POTT, R. (1983): Die Vegetationsabfolgen unterschiedlicher Gewässertypen Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. - Phytocoenologia **11** (3): 407-430.
- POTT, R., J. PUST & B. HAGEMANN (1998): Methodische Standards bei der vegetationsökologischen

- Analyse von Stillgewässern - dargestellt am Großen Heiligen Meer in den Untersuchungsjahren von 1992-1997. - Abh. Westf. Mus. Naturkunde **60** (2): 53-110.
- POTT, R., J. PUST & K. HOFMANN (1996): Trophiedifferenzierung von Stillgewässern im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und deren Auswirkungen auf die Vegetation - erste Ergebnisse. - Abh. Westf. Mus. Naturkunde Münster **58** (2): 1-60.
- POWER, S.A., M.R. ASHMORE, D.A. COUSINS & L.J. SHEPPARD (1998): Effects of nitrogen addition on the stress sensitivity of *Calluna vulgaris*. - *New Phytol.* **138**: 663-673.
- PRUSS, W. (o.J.): Markenteilung (Auszug aus der Chronik von Hopsten). - unveröff. Mskr.
- PSENNER, R. (1984): The proportion of emneuston and total atmospheric inputs of carbon, nitrogen and phosphorus in the nutrient budget of a small mesotrophic lake (Piburger See, Austria). - *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* **69** (1): 23-39.
- PUST, J. (1993): Erste Ergebnisse zur Untersuchung der Grundwasserverhältnisse im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). - Abh. Westf. Mus. Naturkunde Münster **55** (2): 1-80.
- PUST, J., B. HAGEMANN & R. POTT (1997): Winterliche Grundwasserdynamik und deren Beeinflussung durch die Ufervegetation am Beispiel des Erlenbruchwaldes am Großen Heiligen Meer, Kr. Steinfurt. - *Natur und Heimat* **57** (2): 53-63.
- RAABE, U. & K. VAN DE WEYER (1998): Effizienzkontrolle von Artenschutzgewässern in NRW. - *LÖBF-Mitteilungen* **3/1998**: 77-89.
- REHAGE, H.-O. (1983): Das Naturschutzgebiet Heiliges Meer. - In: Gemeinde Recke (Hrsg.) (1983): *Recke - Ein Dorf verwandelt sich*, S. 183-196, Verlag Ibbenbürener Vereinsdruckerei, Ibbenbüren.
- RICHTER, G. (1965): Bodenerosion - Schäden und gefährdete Gebiete in der Bundesrepublik Deutschland. - Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung Selbstverlag, Bad Godesberg, 592 S.
- ROBE, W.E. & H. GRIFFITH (1994): The impact of NO₃- loading on the freshwater macrophyte *Littorella uniflora*: N utilization strategy in a slow-growing species from oligotrophic habitats. - *Oecologia* **100**: 368-378.
- RODE, M.W. (1998): Prozeßorientierter Naturschutz am Beispiel von Sukzessionen in Heidegebieten. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* **30** (8-9): 285-290.
- ROELOFS, J.G.M., R. BOBBINK, E. BROUWER & M. C.C. DE GRAAF (1996): Restoration ecology of aquatic and terrestrial vegetation on non-calcareous sandy soils in The Netherlands. - *Acta Bot. Neerl.* **45** (4): 517-541.
- ROELOFS, J.G.M. & A.L.F.M. HOUDIJK (1991): Ecological effects of ammonia. - In: V.C. NIELSEN, J.H. VOORBURG & P. L' HERMITE (Hrsg.): *Odour and Ammonia Emissions from Livestock Farming*, S. 10-13, Elsevier Applied Science, London, New York.
- ROELOFS, J.G.M. (1983a): Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in Netherlands. I. Field observations. - *Aquatic Botany* **17**: 139-155.
- ROMBERG, E. (1988): Windkanalstudie über den Einfluß von Verkehr, Immissionschutzhecken und Immissionschutzbauwerken auf die Abgasausbreitung an Straßen. - *Roads and traffic 2000*, International Road and Traffic conference Berlin, 6.-9. September 1988, Proceedings 5, Theme 5: 53-58.
- RÖMHILD, G. (1994): Der Uffelner Raum - von der Natur- zur Kulturlandschaft. - In: RODE, H. & K. ESSLAGE (Hrsg.): *Uffeln - Geschichte eines Ibbenbürener Ortsteils*, S. 110-161, Ibbenbüren.
- ROTH, R., M. GLEMNITZ, A. MEYER-AURICH, A. WERNER & P. ZANDER (o.J.): Maßnahmenkatalog zur Vorbereitung von Entscheidungen in der standortgerechten und umweltverträglichen Pflanzenproduktion. - Zentrum für Agrarlandschaft- und Landnutzungsforschung, Müncheberg, 18 S.
- RÜMLER, R. (1983): Möglichkeiten zur Minderung der Schadstoffbelastung an Straßen. - *Straße und Autobahn* **34** (12): 502-511.
- RÜMLER, R. (1984): Grüne Staubfilter: aus Laubgehölzen aufgebaut. - *Taspo Magazin* **6/1984**: 24-27.
- RUNGE, F. (1957): Die Flora des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten und ihre Änderungen in den letzten 60 Jahren. - *Natur und Heimat* **17** (3): 74-96.
- RUNGE, F. (1967): Weitere Änderungen der Flora des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten. - *Natur und Heimat* **27** (3): 129-135.
- RUNGE, F. (1974): Schwankungen der Vegetation nordwestdeutscher Heideweiher. - *Abh. Naturwiss. Verein Bremen* **37**: 421-428.
- RUNGE, F. (1979): Dauerquadratuntersuchungen in einer unbeweideten, einer umgebrochenen und zwei abgeplagten Zwergstrauchheiden (*Genisto-Callunetum*). - *Ber. Naturhist. Ges. Hannover* **122**: 97-108.

- RUNGE, F. (1983): Weitere Dauerquadratuntersuchungen in einer umgebrochenen und zwei abgeplagten Zwergstrauchheiden (*Genisto-Callunetum*). - Ber. Naturhist. Ges. Hannover **126**: 177-182.
- RUNGE, F. (1985): Weitere Änderungen der Flora des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten II. - Natur und Heimat **45** (1): 47-53.
- RUNGE, F. (1988): Schwankungen der Vegetation norddeutscher Heideweier II. - Abh. Naturw. Verein Bremen **41** (4): 1-6.
- RUNGE, F. (1991): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ und ihre Änderungen in den letzten 90 Jahren. - Natur und Heimat **51** (Beiheft): 3-89.
- RUNGE, F. (1996): Schwankungen der Vegetation nordwestdeutscher Heideweier III. - Abh. Naturwiss. Verein Bremen **43** (2): 261-263.
- RUNGE, F. (1997): Vegetationsschwankungen in einer nassen Heide III. - Natur und Heimat **57** (2): 25-26.
- RUPP, H., R. MEISSNER, H. MÜLLER & F. BRAUMANN (1993): Einfluß der Intensität der Landnutzung auf den anorganischen N-Gehalt im Boden und im oberflächennahen Grund- und Oberflächenwasser von flachgründigen Niedermoorstandorten im Drömling. - Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. **72**: 1233-1236.
- SAUER, S. (1998): Allgemeine Aspekte der Grünlandwirtschaft. - In: H.-G. FREDE & S. DABBERT (Hrsg.): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft, S. 121-135, Ecomed Verlag, Landsberg.
- SCHAMINÉE, J.H.J., V. WESTHOFF & G.H.P. ARTS (1992): Die Strandlingsgesellschaften (*Littorelletea* Br.-Bl. et Tx. 43) der Niederlande, in europäischem Rahmen gefaßt. - Phytocoenologia **20** (4): 529-558.
- SCHEFFER, B. (1998): Wirkung von Stickstoffeinträgen auf Böden und ihre Eigenschaften. - Abstract zum Vortrag im Rahmen des Seminars „Stickstoffminderungsprogramm - bevor wir ersticken“ vom 19. bis 20. März 1998 in Schneverdingen, Hof Möhr.
- SCHMIDT-LÜTTMANN, M., H. DANZEISEN, W. HÖNIG, G. GRAVENHORST, D. KARGER, H. KREILEIN & A. IBROM (1992): Einfluß des Eintrags von Luftinhaltsstoffen in oligotrophe Maarseen am Beispiel des Phosphors. - UFOPLAN BMU, Wasserwirtschaft, Nr. 102 04 351/02, Berichtsnummer UBA-FB 93-030.
- SCHOLLES, F. (1997): Abschätzen, Einschätzen und Bewerten in der UVP. Weiterentwicklung der Ökologischen Risikoanalyse vor dem Hintergrund der neueren Rechtslage und des Einsatzes rechnergestützter Werkzeuge. - UVP Spezial **13**, 273 S.
- SCHROEDER, F.G. (1956): Zur Vegetationsgeschichte des Heiligen Meeres bei Hopsten (Westfalen). - Abh. Landesmus. Naturkde. Münster **18** (2): 2-38.
- SCHULTE-HERKENHOFF (1924): Die Ödlandkultur im Kreis Tecklenburg. - Diss., Münster.
- SCHUMANN, M., M. KÜCKE & E. SCHNUG (1997): Fallstudien und Konzeption zur Einführung bilanzorientierter Düngung in der deutschen Landwirtschaft. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes in Berlin FKZ 360 07 001. Landbauforschung Völknerode, Sonderheft **180**.
- SCHUURKES, J.A.A.R., M.A. ELBERS, J.J.F. GUDDEN & J.G.M. ROELOFS (1987): Effects of Simulated Ammonium Sulphate and Sulphuric Acid Rain on Acidification, Water Quality and Flora of Small-Scale Soft Water Systems. - Aquatic Botany **28**: 199-226.
- SCHWAR, A. (1900): Das Heilige Meer bei Hopsten. - Jber. Westf. Prov. Ver. Wiss. Kunst **28**: 74-75.
- SCHWINEKÖPER, K. (1997): Historische Landschaftsanalyse in der Landschaftsökologie - am Beispiel des Wurzacher Riedes, des Einzugsgebiets der Wolfegger Ach und des Heidewuhres. - Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim, **Beiheft 2**, 285 S., Ostfildern.
- SHARPLEY, A.N., M.J. HEDLEY, E. SIBBESEN, A. HILLBRICHT-ILLKOWSKA., A. HOUSE & L. RYSZKOWSKI (1995): Phosphorus transfers from terrestrial to aquatic ecosystems. - In: THIESSEN, H. (Hrsg.): Phosphorus in the global environment, S. 171-199, John Wiley and Sons Ltd., Chichester, New York.
- SPIEKERS (1996): Mitteilungen für Beratung. Nährstoffanfall aus der Tierhaltung. - Landwirtschaftskammer Rheinland, Bonn.
- STAHR, K., R. JAHN, N. BILLEN, A. LEHMANN & M. SOMMER (1993): Veränderungen des Nährstoffhaushalts landwirtschaftlich genutzter Böden durch Flächenstillegung. - Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. **72**: 1459-1462.
- STEUUBING, L., A. FANGMEIER, K.-O. LINDEMANN & D. MÜCK (1993): Populationsökologische Veränderungen in Heidegesellschaften durch Stickstoffeinträge aus der Luft. - Abschlußbericht FE-

- Vorhaben Nr. 108 02 077 im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin, durchgeführt am Institut für Pflanzenökologie der Justus-Liebig-Universität Gießen.
- STORM, U. (1996): Der Einfluß oberflächennahen Grundwassers auf die Vegetation im „Großen Heiligen Meer“. - Diplomarbeit am Inst. f. Geobotanik, Universität Hannover, 233 S.
- STREBEL, O., J. BÖTTCHER & W.H.M. DYNISFELD (1993): Ermittlung von Stoffeinträgen und deren Verbleib im Grundwasserleiter eines norddeutschen Wassergewinnungsgebietes - Stoffeinträge (Nitrat, Spurenelemente, Pestizide) in das Grundwasser und deren Verbleib in einem Sand-Aquifer am Beispiel des Modellgebietes Fuhrberger Feld. - Texte (Hrsg. Umweltbundesamt) **46/93**.
- SUTTON, M.A., C. MILFORD, U. DRAGOSITS et al. (1998): Dispersion, deposition and impacts of atmospheric ammonia: quantifying local budgets and spatial variability. - Elsevier, Environmental Pollution **102 (S1)**: 349-361.
- TEBBE, R. (1970): Untersuchung der Vegetationsentwicklung im Gebiet des Heiligen Feldes bei Hopsten seit dem 17. Jahrhundert an Hand von Archivalien. - Prüfungsarbeit, Pädagogische Hochschule Westfalen - Lippe, Abteilung Münster.
- TERLUTTER, H. (1995): Das Naturschutzgebiet Heiliges Meer. - Westfälisches Museum für Naturkunde, im Auftrag des Landschaftsverbandes Westfalen-Lippe, Münster, 144 S.
- THIERMANN, A. (1975): Zur Geologie der Erdfälle des „Heiligen Feldes“ im Tecklenburger Land/Westfalen. - Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg **44**: 517-530.
- THOMPSON, J., J. BAKKER & R. BEKKER (1997): The soil seed banks of North West Europe. Methodology, density and longevity. - Cambridge University press, Cambridge, 276 S.
- THOMSEN, H.-W., T. THOMSEN & U. WESSELMANN (1996): Ansätze für eine bessere Nährstoffverwertung - Nährstoffbilanzen des Lehr- und Versuchbetriebes Mildstedt. - Ausbildung und Beratung **2**: 43-46.
- TICKLE, A., M. FERGUSSON & G. DRUCKER (1995): Acid rain and nature conservation in Europe. A preliminary study of protected areas at risk from acidification. - World Wide Fund for Nature, Gland, Switzerland, 196 S.
- TORNEDE, D. & T. HARRACH (1998): Effizienzkontrolle von Heidepflfemaßnahmen - erste Ergebnisse von Dauerbeobachtungsflächen auf dem Truppenübungsplatz Senne. - Naturschutz und Landschaftsplanung **30 (7)**: 205-210.
- UBA (Umweltbundesamt, Hrsg.) (1996): Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz - Sachstandsbericht und Ausblick. - Texte **63/96**.
- UMK AG (Arbeitsgruppe aus Vertretern der Umwelt- und der Agrarministerkonferenz) (1997): Stickstoffminderungsprogramm. - NNA-Berichte **10 (4)**, 51 S.
- URBAN, K. (1999): *Littorelletea*-Arten in der Sekundärsukzession an nährstoffarmen, periodisch trockenfallenden Stillgewässern. - Abh. Naturwiss. Verein Bremen **44 (2-3)**: 625-636.
- VAHLE, H.C. (1990): Grundlagen zum Schutz der Vegetation oligotropher Stillgewässer in Nordwestdeutschland. - Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. **22**, 159 S.
- VAHLE, H.C. (1995): Oligotrophe Heideweiher als anthropogene Ökosysteme. - Natur u. Landschaft **70 (7)**: 295-301.
- VAN DAM, H. (1987): Verzuring van vennen : een tijdverschijnsel. Dissertation, Wageningen. Zit in: VAHLE, H.C. (1995): Oligotrophe Heideweiher als anthropogene Ökosysteme. - Natur u. Landschaft **70 (7)**: 295-301.
- VAN DAM, H., & R.F.M. BUSKENS (1993): Ecology and management of moorland pools: balancing acidification and eutrophication. - Hydrobiologia **265**: 225-263.
- VANDRÉ, R. & M. KAUPENJOHANN (1997): Umweltgerechte Verwertung von Güllestickstoff in wachsenden Pflanzenbeständen durch Kombination des Separierverfahrens mit bodennaher Ausbringung und Einarbeitung. - Endbericht im Rahmen des KTBL-Verbundvorhabens zum Förderschwerpunkt Güllebehandlung und -verwertung. BMBF-Projekt FKZ 02 WA 9338, 84 S.
- VANEK, V. (1993): Transport of groundwater-borne phosphorus to Lake Bysjön, South Sweden. - Hydrobiologia **251**: 211-216.
- VERBÜCHELN, G., D. HINTERLANG, A. PARDEY, R. POTT, U. RAABE & K. VAN DEN WEYER (1998): Rote Liste der Pflanzengesellschaften in Nordrhein-Westfalen. - CD zur LÖBF-Schr.R. 5, erweiterte und überarbeitete Auflage 1998, Recklinghausen, 318 S.
- VERHEYEN, T. (1990): Naturschutzgebiet und seine Besucher - ein unausweichlicher Konflikt? Dargestellt am Beispiel des NSG Heiliges Meer. - unveröff. Manuskript, 56 S.
- WALTHER, W. (1992): Bericht. In: Niedersächsisches Umweltministerium (Hrsg.): Wald in Wasserschutzgebieten. Ergebnisse aus einem Fachgespräch am 4.6. 1992 im Niedersächsischen Umweltministerium. S. 60-70, Hannover.

- WALTHER, W., B. SCHEFFER & B. TEICHGRÄBER (1985): Ergebnisse langjähriger Lysimeter-, Drän- und Saugkerzenversuche zur Stickstoffauswaschung bei landbaulich genutzten Böden und Bedeutung für die Belastung des Grundwassers. Veröff. des Instituts für Stadtbauwesen, TU Braunschweig 40.
- WEINERT, M. (1999): Hydrogeologie, Hydrochemie und Isotopenhydrologie des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Recke / Nordrhein-Westfalen). Unveröff. Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Münster, 189 S. Text u.149 S. Anhang.
- WEINERT, M., D. REMY & E. P. LÖHNERT (2000): Hydrogeologische Systemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen). -in: POTT, R. (Hrsg.): Ökosystemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). Interaktionen zwischen Still- und Fließgewässern, Grundwasser und Vegetation sowie Landnutzung und Naturschutz. - Abh. Westf. Mus. Naturkunde **62** (Beiheft): 41-172
- WERNER, A., A. HAMM, K. AUERSWALD, D. GLEISBERG, W. HAGEMANN, K. ISERMANN, K.H. KRAUTH, G. METZNER, H.-W. OLFS, F. SAFERT, P. SCHLEYPEN & G. WAGNER (1991): Gewässerschutzmaßnahmen hinsichtlich Stickstoff- und Phosphorverbindungen. Bericht der Arbeitsgruppe 8. - In: HAMM, A. (Hrsg.): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. S. 653-764, Academia Verlag, Sankt Augustin.
- WERNER, P. & C. BRENK (1997): Regionalisierte und einzelbetriebliche Nährstoffbilanzierung als Informationsgrundlage zur gezielten Quantifizierung der Wirkungspotentiale von Maßnahmen zur Vermeidung auftretender Überschüsse. - In: POTT, R. (Hrsg.): Ökosystemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). Interaktionen zwischen Still- und Fließgewässern, Grundwasser und Vegetation sowie Landnutzung und Naturschutz. - Lehr- und Forschungsschwerpunkt „Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft“, Agrikulturchemisches Institut, Forschungsberichte **46**, Bonn.
- WIEGLEB, G. & U. BRÖRING (1991): Wissenschaftlicher Naturschutz - Grenzen und Möglichkeiten. - Garten und Landschaft **2/91**: 18-23.
- WIEGLEB, G. (1999): Stellung der Bewertung im Rahmen der „guten naturschutzfachlichen Praxis“. - In: G. WIEGLEB, F. SCHULZ & U. BRÖRING (Hrsg.): Naturschutzfachliche Bewertungen im Rahmen der Leitbildmethode, S. 37-47, Physika-Verlag, Heidelberg.
- WITTIG, B. & F. HELLBERG (1999): Regeneration von Feucht- und Moorheiden im NSG „Waller Moor“ (Nordwestdeutschland). - Abh. Naturwiss. Verein Bremen **44** (2-3): 637-655.
- WITTIG, R. (1980): Die geschützten Moore und oligotrophen Gewässer der Westfälischen Bucht. Vegetation, Flora, botanische Schutzeffizienz und Pflegevorschläge. - Schr.R. der LÖLF **5**.
- WITTIG, R. (1996): Schutz der Vegetation temporärer Heideweiler durch Biotop-Neuschaffung - Sukzessionsstudien zu Chance und Grenzen des Biotopenschutzes. - Naturschutz und Landschaftsplanung **28** (49): 112-117.
- WÖBSE, H.H. (1992): Historische Kulturlandschaften. - Garten u. Landschaft **6/92**: 9-13.
- WÖBSE, H.H. (1993): Landschaftsästhetik - eine Aufgabe für den Naturschutz. - NNA-Berichte **1/93**: 3-7.
- WOELM, E. (1985): Beobachtungen zur Veränderung der Flechtenflora des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten im Kreis Steinfurt (Westfalen). - Natur und Heimat **49** (1): 20-25.
- WOLFF-STRAUB, R., W. BANK-SIGNON, W. DINTER, E. FOERSTER, H. KUTZELNIGG, H. LIENENBECKER, E. PATZKE, R. POTT, U. RAABE, F. RUNGE, E. SAVELSBERGH & W. SCHUMACHER (1986): Rote der Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta). - Schr.R. der LÖLF **4**: 41-82.

Mündliche und schriftliche Mitteilungen

- Barth, E. (1999), Universität Hannover: mündliche Mitteilung am 07.09.1998.
- Dierckes, W. (1997), Landwirt aus Uffeln: mündliche Mitteilung am 19.11.1997.
- Farwig (1997), Gemeinde Hopsten: mündliche Mitteilung am 01.09.1997.
- Henkens (1997), Stadt Ibbenbüren: mündliche Mitteilung am 28.08.1997.
- Iselhorst (1997), Kreisverwaltung Bentheim, mündliche Mitteilung am 20.08.1997.
- Kreis Steinfurt (2000), Bodenrichtwertkarte, Stichtag 31.12.2000, schriftliche Mitteilung am 05.04.1999
- Mersch (1997), Landwirt aus Hopsten, mündliche Mitteilung am 29.08.1997.
- Nieland (1997), Landwirt aus Hopsten, mündliche Mitteilung am 29.08.1997.
- Ostermann (1999), Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe: mündliche Mitteilung am

16.08.1999.

Pust, J. (1998), Universität Hannover: mündliche Mitteilung am 03.11.1999.

Rehage, H.O. (1996), schriftl. Mitteilung (Konzept zum Aufkauf von Pufferflächen) im Okt. 1996.

Rehage, H.O. (1997), schriftl. Mitteilung (Karten zur beobachteten Düngung im Umfeld des NSG); Aug. 1998.

Rehage, H.O. (1998): mündliche Mitteilung am 07.09.1998.

Rehage, H.O. (1999): mündliche Mitteilung am 21.06.1999.

Schubert-Scherer (2000), MURL, Düsseldorf: mündliche Mitteilung am 03.04.2000.

Schwarze, P. (1999), Biologische Station Kreis Steinfurt: mündliche Mitteilung am 16.08.1999.

Tietmeyer (1997), Gemeinde Recke: mündliche Mitteilung am 01.09.1997.

Karten und Luftbilder

DGK 5 (Deutsche Grundkarte 1:5000), Rasterdaten, Blätter 3611/11, 16, 17, 22, 23, 29. - LANDESVERMESSUNGSAMT NRW (Hrsg.), Bonn.

TK 25 (Topographische Karte 1: 25000), Blatt 3611 Hopsten, Ausgabe 1993. - LANDESVERMESSUNGSAMT NRW (Hrsg.), Bonn.

Bodenkarte 1:5.000 zur landwirtschaftlichen Standorterkundung: Geplante Naturschutzgebiete Heiliges Feld und Heiliges Meer / Kreis Steinfurt (1988). - GEOLOGISCHES LANDESAMT NRW (Hrsg.), Krefeld.

Bodenkarte 1:50.000, Blatt 3611 Hopsten (1975). - THIERMANN, A., Krefeld.

Bodenschätzungskarten und Feldschätzungsbücher der Fluren Ibbenbüren 1, 4 von 1991; Recke 36, 37 von 1972/73, Hopsten 16, 17, 18 von 1972/73, 1985. - FINANZAMT DER STADT IBBENBÜREN, Ibbenbüren.

Bodenrichtwertkarte 1:10000 für landwirtschaftliche Flurstücke. Gutachterausschuß für Grundstückswerte. - KREIS STEINFURT (Hrsg.), Steinfurt

Geologische Karte von NRW 1:25.000, Blatt 3611 Hopsten (1975). - GEOLOGISCHES LANDESAMT NRW (Hrsg.), Krefeld.

Hydrogeologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:50.000 Blatt L 3710 Rheine (1983). - KOCH, M.), Krefeld.

Karte der Fläche mit Waldeigenschaft und sonstiger Landschaftselemente gem. §2 BwaldG, §1 LfoG - Digitalisierte Wallheckenkartierung - DIWAK, 3404 Rechts 5802 Hoch, 3406 Rechts 5802 Hoch, 3404 Rechts 5800 Hoch, 3406 Rechts 5800 Hoch, Stand Mai 1991, Weyrauch (Kartierer).

CIR-(Color-Infrarot)-Luftbilder, 1:13000, Befliegung Steinfurt am 30.06.1995, Nr. 8/490-496, Nr. 9/463-466. - HANSA LUFTBILD, Münster.

Archivale (Karten, Luftbilder und Schriften)

Flurkarten 1:2500 und Flurbücher der Gemarkungen Ibbenbüren Land, Fluren II, III von 1826ff, 1861, 1867ff, Archiv Nr. 5027-1-4, Nr. 1, 3 u. 4; Recke, Flur 2 von 1826ff, 1867ff; Flur III von 1826ff, 1844ff, Archiv Nr. 5033-1-4, Nr. 6 u. 7; Hopsten, Enklave III u. IV der Flur XIII von 1827ff, Flur 6 von 1824ff, 1867ff, Archiv Nr. 5031-1-4, Nr. 7; Fluren 19, 20 von 1854, 1888ff, Archiv Nr. 5031-1-4, Nr. 36, 37. - Archiv des Kreis-Katasteramtes, Tecklenburg.

DGK5 L (Deutsche Grundkarte 1:5000, Luftbildkarte), Blätter 3611/16, 17, 22, 23, Ausgaben 1960. - LANDESVERMESSUNGSAMT NRW (Hrsg.), Bonn.

Bodenschätzungskarten und Feldschätzungsbücher der Fluren Ibbenbüren Land II, III, Recke, Fluren 2, III, Hopsten, Fluren 6, 19, 20 von 1936-1938. - FINANZAMT DER STADT IBBENBÜREN, Ibbenbüren.

HK 25 UR (Topographische Karte 1:25000, Uraufnahme), Blatt Hopsten 1842. - LANDESVERMESSUNGSAMT NRW (Hrsg.), Bonn.

TK 25 (Topographische Karten 1:25000), Blatt 3611 (Hopsten), Ausgaben 1897, 1947, 1959. - LANDESVERMESSUNGSAMT NRW (Hrsg.), Bonn.

TK 25 L (Topographische Karten 1:25000, Luftbildkarte), Blatt 3611 (Hopsten) von 1939. - LANDESVERMESSUNGSAMT NRW (Hrsg.), Bonn.

- Luftbilder der alliierten Streitkräfte in NRW, Bild-Nr. / Flugdatum: 614 / 22.09.1941; 3094 / 20.06.1943; 3095 / 20.06.1943; 4031 / 02.10.1944; 3111 / 05.10.1944; 3112 / 05.10.1944; 3113 / 05.10.1944; 3114 / 05.10.1944; 3023 / 05.10.1944; 3024 / 05.10.1944. - Archiv des LÖBF/LafAo, Recklinghausen.
- Karte über strittige Grenzen zwischen dem Hochstift Münster und der Grafschaft Lingen und Tecklenburg (vom Heiligen Meer bei Hopsten über Uffeln, Gravenhorst, Dörenthen bis Saerbeck und bei Greven. Z: Berteling (1768). - Kartensammlung Nr. A423, Staatsarchiv, Münster.
- Grenzkarte zwischen Münster und Lingen vom Speller Wald über Hopsten, Gravenhorst, Püßelbüren bis nach Tecklenburg und Saerbeck (nach einer Karte von Wandscher und Gemmenich. Z.: Berteling (1616, abgezeichnet 1747). - Kartensammlung Nr. A1239, Staatsarchiv, Münster.
- Grenzkarte zwischen Münster und Lingen vom Heiligen Meer bis Hopsten über Schapen bis zum Speller Wald. Z.: Friemel (1774-1776). - Kartensammlung Nr. A43, Staatsarchiv, Münster.
- Karte der Lingeschen Grenzen im Kirchspiel Hopsten und des quästionierten Grundes durch den Speller Wald bis an die Speller Brücke und vom Heiligen Meer bei Hopsten bis Recke. Z.: Friemel (o.J.). - Kartensammlung Nr. A258, Staatsarchiv, Münster.
- Wertschätzungsprotokoll des Verbandes Ibbenbüren. Protokoll über die Ermittlung des steuerbaren Reinertrages aller Liegenschaften und Wohngebäude in den zum XIVten Prüfungsverbände gehörenden Gemeinden, Jahrgang 1828. - Katasterbücher Münster Nr. 2149, Staatsarchiv, Münster.
- Chronik von Hopsten, Handschrift bei den Akten des Bürgermeisteramtes von 1823. - Archiv der Gemeinde Hopsten, Hopsten.

Anschriften der Verfasser:

Dipl.-Ing. U. Bangert & Prof. Dr. I. Kowarik, Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie und Biologie, Fachgebiet Ökosystemkunde / Pflanzenökologie, Rothenburgstr. 12, D-12165 Berlin