

**Einsatz landschaftsökologischer Regionalisierungsverfahren im
terrestrischen und marinen stoffbezogenen Umweltmonitoring:
Methodenvergleichende Diskussion anhand von Fallbeispielen**

Habilitationsschrift zur

Erlangung des akademischen Grades

***Doctor rerum naturalium habitatus* (Dr. rer. nat. habil.)**

der Universität Vechta

vorgelegt von

Dr. rer. nat. Roland Pesch

Vechta, 2013

Meiner Freundin Miriam gewidmet

Gliederung

Gliederung	1
Zusammenfassung	3
Summary	7
Abbildungsverzeichnis	11
Tabellenverzeichnis	15
Abkürzungsverzeichnis	16
Glossar	21
1 Einleitung	27
2 Umweltmonitoring in terrestrischen und marinen Ökosystemen	31
2.1 <i>Terrestrische Ökosysteme</i>	34
2.2 <i>Aquatische Ökosysteme</i>	38
3 Methodische Grundlagen	42
3.1 <i>Geostatistische Verfahren</i>	42
3.2 <i>Explorativ-statistische Methoden</i>	45
4 Landschaftsökologische Referenzsysteme für terrestrisches und marines Monitoring	51
4.1 <i>Regionalisierung terrestrischer Ökosysteme</i>	53
4.1.1 <i>Input-Größen zur ökologischen Klassifizierung der Erdoberfläche</i>	53
4.1.2 <i>Expertenbasierte Klassifikationsverfahren</i>	55
4.1.3 <i>GIS-analytische und statistische Ökoregionalisierungen</i>	56
4.1.4 <i>Anwendungsbeispiele entscheidungsbaumbasierter Raumgliederungen</i>	65
4.2 <i>Ökologische Raumgliederung des Meeresgrunds</i>	71
4.2.1 <i>Input-Größen zur Klassifizierung des Meeresgrunds</i>	73
4.2.2 <i>Expertenbasierte Klassifikationsverfahren</i>	75
4.2.3 <i>Objektive GIS-analytische und statistische Ansätze</i>	86

5	Entscheidungsbaumbasierte Lebensraumkartierung in der Nordsee	92
5.1	<i>Verwendete Datenbasis und Datenaufbereitung.....</i>	<i>93</i>
5.2	<i>Geostatistische Analysen abiotischer Prädiktoren</i>	<i>98</i>
5.3	<i>Prädiktive Lebensraumkartierung</i>	<i>105</i>
5.4	<i>Anwendungspotenziale im marinen Umweltmonitoring</i>	<i>118</i>
5.5	<i>Diskussion</i>	<i>123</i>
6	Planung und Optimierung der räumlichen Verortung von Umweltmessnetzen.....	140
6.1	<i>Planungskriterien für die Detailverortung von Umweltmessnetzen.....</i>	<i>141</i>
6.2	<i>Räumliche Planung eines terrestrischen Umweltmonitoringmessnetzes.....</i>	<i>145</i>
6.3	<i>Potenzialanalyse für das marine Umweltmonitoring</i>	<i>155</i>
7	Schlussbetrachtung.....	176
	Referenzen.....	180

Zusammenfassung

Hintergrund und Ziel. Die quantitative Landschaftsökologie beschäftigt sich mit der räumlichen Abgrenzung von Landschaftsstrukturen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen sowie mit den dort beobachtbaren Wechselwirkungen zwischen der belebten und unbelebten Umwelt. Obwohl die Landschaftsökologie in ihrem Ursprung eine terrestrisch orientierte Fachdisziplin ist, sollten deren Methoden auch auf den aquatischen Bereich übertragbar sein, denn auch hier existieren in Abhängigkeit der topografischen, hydrografischen und sedimentologischen Voraussetzungen in sich homogene Lebensraumstrukturen, die man als Landschaften auffassen kann. Ein sich entwickelnder Bedarf an geeigneten planerischen Methoden und Konzepten im marinen Umweltmonitoring ergibt sich aus aktuellem Anlass: Am 17. Juni 2008 wurde die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) durch Beschluss des Europäischen Parlaments und des Rates in der Europäischen Union eingeführt. Die MSRL zielt auf eine umweltgerechte Bewirtschaftung der Meere ab und strebt die Erlangung eines Guten Umweltzustands in den europäischen Meeren bis 2020 an. Mit der Richtlinie erhöhen sich die Anforderungen an die Planung und Überwachung des Zustands der marinen Gewässer in Europa. Neben einer Anfangsbewertung der Meeresgebiete der Mitgliedsstaaten sowie der darauf aufbauenden Festlegung des Guten Umweltzustands anhand abiotischer und biotischer Merkmale und von Umweltzielen sollen auch Maßnahmen zur Erreichung dieser Ziele umgesetzt werden. Der Erfolg dieser Maßnahmen soll durch eine Überwachung des Zustands der Meeresgebiete begleitet werden. Entsprechende Monitoring-Programme sollen eine laufende Bewertung des Umweltzustands anhand chemisch-physikalischer und biologischer Merkmale zulassen. Im Hinblick auf die Planung landschaftsökologisch repräsentativer, auf die Optimierung von Suffizienz- und Effizienzkriterien ausgerichteter Umweltmessnetze in der deutschen Nordsee widmet sich vorliegende Habilitationsschrift der Überprüfung der Übertragbarkeit zweier Methoden der quantitativen Landschaftsökologie in den marinen Raum am Beispiel der deutschen Nordsee. Neben der datenbasierten Ableitung landschaftsökologischer Raumgliederungen für den erweiterten Bereich der deutschen Nordsee mittels statistischer Methoden steht dabei die für die Erfassung des Landschaftshaushalts landschaftsökologisch repräsentative Planung stoffbezogener Umweltmessnetze im Mittelpunkt.

Methoden. Die datenbasierte Ableitung von Lebensraumstrukturen im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee erfolgt in Anlehnung an landschaftsökologische Raumgliederungen für die Bundesländer Baden-Württemberg und Schleswig-Holstein, für Deutschland sowie für ganz Europa, die aus vorhandenen Flächendaten zur potenziell natürlichen Vegetation (pnV), Klimainformationen sowie zur orografischen Höhe und zum Boden berechnet wurden. Dies erfolgte unter Anwendung des Entschei-

dungsbaumalgorithmus CART (Classification and Regression Trees), wobei für das Auftreten der pV (Zielvariable) in Abhängigkeit der Variablen Klima, Boden und Höhe (Deskriptoren oder Prädiktoren) statistische Regelwerke abgeleitet und auf die vorliegenden Daten angewendet wurden. Die bundesweite Raumgliederung fand bislang Anwendung in der naturräumlichen Stratifizierung von Stickstoff- und Metallkonzentrationen in terrestrischen Moosen, der Vorhersage zukünftiger Landschaftsentwicklungen mit Hilfe von Daten zu Klimaprojektionen sowie der Planung von Umweltmonitoringmessnetzen.

Die im terrestrischen Bereich entwickelte Methodik wird in vorliegender Arbeit auf biotische und abiotische Daten aus dem erweiterten Bereich der deutschen Nordsee angewendet. Hierzu werden an 182 Standorten aus empirischen Daten abgeleitete acht benthische Lebensgemeinschaften als Zielvariable festgelegt und mit Rasterkarten zur Temperatur, zur Salinität, zu den Nährstoffen Silikat, Nitrat, Ammonium, Phosphat (jeweils vorliegend für maximal vier dreimonatige Zeitintervalle für den Zeitraum 1995 bis 2000), den Korngrößenfraktionen Schluff, Ton und Sand sowie mit einer bathymetrischen Karte im GIS verschnitten. Im Vergleich zur terrestrischen Vorlage wurden die entsprechenden Karten größtenteils mit Hilfe von geostatistischen Verfahren (Variogrammanalyse, Ordinary Kriging) aus entsprechenden Messdaten berechnet. Die Ableitung von statistischen Regelwerken erfolgt unter Anwendung von drei Entscheidungsbaumalgorithmen CART, CHAID (Chi-square Automatic Interaction Detector) und QUEST (Quick, Unbiased and Efficient Statistical Tree). Ferner wird ein partitionierender clusteranalytischer Ansatz angewendet, um aus den vorliegenden Flächendaten zur Bathymetrie, zur Temperatur und zur Salinität sowie zu den drei Korngrößenfraktionen zehn benthische Lebensraumklassen abzuleiten. Unter Anwendung derselben Zielvariablen aber mit alternativen abiotischen Prädiktoren wird die für den erweiterten Bereich der deutschen Nordsee angewendete Methode auch auf die gesamte Nordsee übertragen.

In Anlehnung an die terrestrischen Raumgliederungen werden die benthischen Raumgliederungen für den erweiterten Bereich der deutschen Nordsee sowie für die gesamte Nordsee einer naturräumlichen Stratifizierung ausgewählter Expositionsinformationen (Fischereiintensitäten, Nährstoffverhältnisse, Temperaturdaten) sowie der Analyse der landschaftsökologischen Repräsentanz von Umweltmessnetzen zugrunde gelegt. Letzteres wird in dieser Arbeit ergänzt durch die Überprüfung der Übertragbarkeit ausgewählter Planungskriterien zur räumlichen Verortung von stoffbezogenen Umweltmessungen. Diese umfassen die genannte Landschaftsrepräsentanz, zeitliche Trends, Messnetzintegration, Berücksichtigung anthropogener Nutzungseinflüsse, Nachbarschaftsrepräsentanz, Hotspotkriterien sowie statistische und geostatistische Aussagekraft der Messdatenverteilung. Diese Kriterien werden am Beispiel der Optimierung eines terrestrischen Umweltmonitoring Messnetzes angewendet und im Hinblick auf eine Übertragbarkeit in den marinen Bereich diskutiert. Ferner werden am Beispiel der im Zeitraum

1995 bis 2000 an 247 Standorten gemessenen Phosphatkonzentrationen im unteren Drittel der Wassersäule ein Teil der vorgestellten Instrumente zur Reduzierung der Standortanzahl um ca. 50 % angewendet. Dabei sollte das ausgedünnte Messnetz keine Einschränkungen haben im Hinblick auf dessen statistische und geostatistische Aussagekraft sowie ausgewählter Nachbarschafts- und Hotspotkriterien.

Ergebnisse. Mit Hilfe des in der terrestrischen Landschaftsökologie entwickelten Konzepts zur entscheidungsbaumbasierten Ableitung von landschaftsökologischen Raumeinheiten wird in dieser Arbeit eine benthische Lebensraumklassifizierung für die deutsche Nordsee vorgestellt, resultierend in zehn Lebensraumklassen für den erweiterten Bereich der deutschen Nordsee sowie zwölf Lebensraumklassen für die gesamte Nordsee. Dabei zeigt im Vergleich der drei Entscheidungsbaumalgorithmen CART, CHAID und QUEST sowie des clusteranalytischen Verfahrens das CART-Verfahren die besten Ergebnisse sowohl bezogen auf rein statistische Kriterien sowie anhand eines Vergleichs zu einer expertengestützten Lebensraumkartierung für die deutsche Nordsee. Die Belastung der benthischen Lebensräume durch Fischereiaktivitäten und erhöhte Nährstoffkonzentrationen wird statistisch beschrieben. Ferner bildet die Kartierung eine Grundlage für die in dieser Arbeit präsentierten Planungskriterien für die räumliche Verortung von Umweltmessungen. Für die Planung von Umweltmessnetzen im marinen Bereich werden alle oben genannten Planungsinstrumente anhand von Geodaten für die deutsche Nordsee auf Übertragbarkeit geprüft. Mit den Planungskriterien Landschaftsrepräsentanz, Nachbarschaftsrepräsentanz sowie Hotspotkriterien kann eine Anordnung von Messpunkten mit Informationen zu Phosphatkonzentrationen in der unteren Wassersäule von 247 auf 124 Standorte ohne signifikante Veränderung der statistischen und geostatistischen Validität des Messnetzes reduziert werden.

Diskussion. Beim Vergleich der Fehlklassifikationsraten zwischen marinen und terrestrischen Entscheidungsbaumanalysen zeigen sich wesentlich bessere Ergebnisse bezüglich der Klassifikationsgüte mariner benthischer Lebensraumgemeinschaften als dies bei der Vorhersage der pNv der Fall ist. Gründe hierfür sind v.a. in systembedingten Unterschieden zu sehen. So zeigen sich die im Zusammenhang der terrestrischen Landschaftsgliederung interessierenden Vegetationsstrukturen kleinräumiger strukturiert als dies im Hinblick auf benthische Lebensgemeinschaften am Meeresgrund der Fall ist. Das auf Entscheidungsbaumalgorithmen vorgestellte Verfahren zur naturräumlichen Gliederung des Meeresgrunds sollte in zukünftigen Arbeiten durch alternative statistische Verfahren und v.a. aktuell zugängige Geodaten methodisch verfeinert werden. V.a. im Hinblick auf Daten zu Sedimentologie besteht Optimierungsbedarf, da die für die Lebensraumkartierung verwendeten Sedimentdaten aus zeitlich heterogen zusammengesetzten Messinformationen geostatistisch abgeleitet wurden. Neuere flächendeckende Sedimentkarten sind mittlerweile verfügbar bzw. werden in aktuellen Forschungsprojekten in

höher räumlicher Auflösung berechnet. Derzeit werden v.a. in Europa im Rahmen der Umsetzung der EU-MSRL sowie der von HELCOM und OSPAR erarbeiteten Vorgaben alternative statistische Ansätze erprobt. Hierzu zählen auch neuere Entscheidungsbaumalgorithmen, die in dieser Arbeit nicht zur Anwendung kamen. Diese sollten in zukünftigen Studien auf die in dieser Arbeit vorgestellten Datengrundlagen angewendet werden.

Ein wesentliches Anwendungsgebiet von naturräumlichen Gliederungen des Meeresgrunds sollte die Planung der räumlichen Verortung von Umweltmessnetzen darstellen. Neben den in dieser Arbeit aus dem terrestrischen Umweltmonitoring für den marinen Bereich erprobten Planungsinstrumente werden in der Literatur weitere Planungskonzepte zur räumlichen Verortung von Umweltmessstationen beschrieben. Diese basieren zumeist auf räumlich statistischen, meist geostatistischen Ansätzen und streben die Optimierung ausgewählter Varianzkriterien bei der Wahl räumlich optimal verorteter Messnetzkonfigurationen an. Zur Auswahl einer geeigneten Messnetzkonfiguration sollte ferner v.a. der statistisch basierten räumlichen Auflösung der Messpunkte im Raum Beachtung geschenkt werden. Neben der Wahl einer statistisch gewählten Mindestprobenanzahl sollten dabei auch verschiedene räumliche Skalen durch Messnetzkonfigurationen abgebildet werden, und es sollte geprüft werden, ab welcher räumlichen Auflösung die räumliche Struktur eines gewählten Merkmals gerade noch identifiziert werden kann.

Schlussfolgerungen. In dieser Arbeit wird anhand verfügbarer Daten sowie unter Anwendung geostatistischer und entscheidungsbaumanalytischer Verfahren eine naturräumliche Gliederung des Meeresbodens ermöglicht. Basierend auf einschlägigen Erfahrungen in der terrestrischen Ökosystemforschung wurde das entsprechende Verfahren vorerst in der terrestrischen Landschaftsökologie erprobt und etabliert. Gleiches gilt für auf derartigen Landschaftsgliederungen beruhenden Planungskriterien für die repräsentative Verortung von stoffbezogenen Umweltmessungen. Insofern leistet das in dieser Arbeit Vorgestellte einen Anschluss der marinen Umweltwissenschaften an die terrestrische Landschaftsökologie. Die hier vorgestellten, aus dem terrestrischen Forschungsbereich adaptierten Methoden und Instrumente könnten somit für die räumliche Planung europaweit harmonisierter Umweltmessnetze genutzt werden. Eine europaweit harmonisierte Meeresüberwachung wird für die von der EU-Kommission als notwendig erachtete, Staaten übergreifende Umsetzung der MSRL benötigt.

Summary

Background and Goal. Quantitative landscape ecology is concerned with the regional classification of landscape structures on various spatial scales, including the here observed interactions between the biological and abiotic environment. Despite the fact that landscape ecology has originally been a terrestrial research field, its methods should be applicable to the aquatic environment. Depending on the prevailing topographical, hydrographical, and sedimentological conditions, homogeneous benthic habitat structures, which we may be referred to as landscapes, do exist here as well. A developing demand for adequate planning methods and concepts in the field of marine environmental monitoring ensues in the light of current events. On July 17, 2008 the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) was introduced by a resolution of the European Parliament and the Council of the European Union. The MSFD is targeted on an environmentally sound management of European oceans and aims at achieving a Good Environmental Status (GES) for European marine waters by the year 2020. The directive increases marine planning requirements with respect to monitoring the condition of marine waters in Europe. Apart from an initial assessment of the marine areas of the member states and the ensuing determination of the GES with regard to biotic and abiotic characteristics, as well as the definition of environmental objectives, adequate measures to reach these goals shall also be implemented. The success of these measures is to be accompanied by monitoring activities with regard to the chemical, physical and biological parameters of the marine environment. The question of where to monitor is decided for and discussed within the German Marine Monitoring Programme of the federation and the federal states.

Taking the extended area of the German North Sea as an example, the habilitation thesis here submitted focuses on verifying the transferability of two application areas of terrestrial quantitative landscape ecology to the marine environment in order to assist the planning of monitoring networks in Germany's marine waters. Next to the data-based derivation of landscape ecoregionalizations by means of statistical methods, another focus is set on the landscape-ecologically representative planning of substance based environmental monitoring networks.

Methods. The concept used for the data-based calculation of benthic landscape structures within the extended area of the German North Sea was adopted from a terrestrial landscape ecoregionalization concept applied to the German federal states of Baden-Württemberg and Schleswig-Holstein, all of Germany and the whole of Europe. The landscape ecological regionalizations were calculated from available surface data on the potential natural vegetation (pnv) as well as on climate, altitude and soil. This underlying methodology relied on the application of the decision-tree algorithm CART (Classification and Regression Trees), whereby basic statistical rules for the occurrence of the pnv (target varia-

ble) were derived depending on the variables climate, soil, and altitude (descriptors or predictors). These rules were then applied to available raster data in order to map landscape ecological structures for the entire regions of interest. The corresponding ecoregionalizations were used for the landscape-specific stratification of nitrogen and metal concentrations in terrestrial mosses, the prediction of future landscape developments with the aid of climate-projection data, and the planning of environmental monitoring networks.

This habilitation thesis applies the methods developed for the terrestrial environments to available biotic and abiotic data from the extended German North Sea area. To this end, eight benthic biocenoses derived from the empirical data sampled at 182 locations were defined as the target variable and intersected with grid maps of temperature, salinity, the nutrients silicate, nitrate, ammonium, phosphate (each available for a maximum of four three-monthly time intervals for the period of 1995 to 2000), the grain-size fractions silt, clay and sand, and with a bathymetric map in a GIS environment. With exception bathymetric map all respective maps were calculated from the measurement data by using geostatistical methods (variogram analysis, ordinary kriging). Statistically based decision systems were derived by applying three decision-tree algorithms, i.e. CART, CHAID (Chi-square Automatic Interaction Detector) and QUEST (Quick, Unbiased and Efficient Statistical Tree). In addition, a partitioning cluster-analytical approach was applied in order to derive ten benthic habitat classes from the available surface data pertaining to bathymetry, temperature, salinity and the three grain-size fractions. The method applied to the extended area of the German North Sea was also applied to the entire North Sea, by using the same target variables with alternative abiotic predictors.

In accordance with the terrestrial model the benthic spatial structures for the extended German North Sea area and the entire North Sea provided the basis for a physiogeographical stratification of selected exposure information (data on fishery intensities, nutrient conditions, temperature) as well as an analysis of the landscape-ecological representativity of environmental monitoring networks. The latter is supplemented by testing the transferability of selected planning criteria for the spatial localization for material-related environmental measurements. These comprise the mentioned landscape representativity, aspects of temporal trends, the integration of different monitoring networks, a consideration of anthropogenic impacts, neighborhood representativity, hot-spot criteria, as well as statistical and geostatistical aspects. The criteria had already been applied to optimize a terrestrial environmental monitoring network and are here discussed with regard to their applicability to the marine environment. Taking the phosphate concentrations in the lower third of the water column measured at 247 locations in the period from 1995 to 2000 as an example, some of the presented instruments were used to reduce the number of locations by approximately 50 percent. Thereby, the reduced measurement samples should not dis-

play any limitations with regard to statistical and geostatistical criteria or their neighborhood structure and hot-spots for high nutrient concentrations in the water column. The latter were derived by a percentile-statistical procedure developed in the terrestrial environment where geostatistically calculated measurement data of the four nutrients silicate, phosphate, nitrate and ammonium were aggregated to an overall nutrient index.

Results. This study at hand presents a classification concept to differentiate benthic habitats in marine environments by applying a concept originally developed in terrestrial landscape ecology. This decision-tree-based concept helped to identify ten natural habitat classes in the extended German North Sea area, and twelve classes when applied to the entire North Sea. Upon comparing the three decision-tree algorithms CART, CHAID and QUEST, including the cluster-analytical procedure, the CART method produced the best results with regard to statistical criteria and relative to an expert-based habitat map. The CART map of the extended German North Sea area was therefore described statistically with regard to the exposure of benthic environments to fishery intensities and nutrient conditions. In addition, the map provided the basis for planning criteria for the spatial localization of environmental measurement sites. As far as the planning of environmental measurement networks in the marine environment is concerned, all seven abovementioned planning instruments were tested as to their applicability to available German North Sea data. With the aid of the planning criteria landscape representativity, neighborhood representativity, as well as hotspots regarding high nutrient concentrations an exemplarily selected arrangement of measured data on phosphate concentrations in the lower water column could be reduced from 247 to 124 locations, without any significant change of the statistical and geostatistical validity of the monitoring sample.

Discussion. When comparing the misclassification rates of decision-trees calculated with regard to the terrestrial and marine studies presented, the classification quality of marine benthic communities were much better than the classification of the pnv. The reasons for this lie especially in system-related differences since vegetation structures in the context of terrestrial landscape regionalization tend to be more differentiated than is the case with benthic communities. The environmental regionalization procedure applied to the ocean floor based on decision-tree algorithms should be methodically refined in future studies by alternative statistical procedures and, in particular, by the addition of currently available geodata. There is a requirement for optimization especially with regard to sedimentological data, since the sediment data used in environmental mapping were geostatistically derived from heterogeneous measurement information extending a time period of 19 years. Newer nationwide sediment maps are available by now or are being calculated in high resolution in the scope of current research projects. As far as the applied statistical methods are concerned, alternative approaches were tested in different

European research projects. These stand in connection with the implementation of the EU-MSFD as well as the provisions elaborated by HELCOM and OSPAR. Among these statistical methods are also alternative decision-tree algorithms. Their application should be tested in future mapping studies to the same database presented referred to in this habilitation thesis.

An essential application field of ocean-floor ecoregionalizations should consist in the spatial planning of environmental monitoring networks. In addition to the planning instruments described in this study, other planning concepts applying to the localization of environmental monitoring stations are described in the literature. These rely on spatial statistical, mostly geostatistical approaches and pursue the optimization of selected variance criteria. In addition, the statistically substantiated spatial resolution of the measurement sites should be particularly accounted for the selection of adequate monitoring network configurations. Apart from choosing a statistically selected minimum sample size the configuration of the monitoring network should enable to truly detect the spatial structure of the selected feature of interest.

Conclusions. Based on available data as well as geostatistical and decision-tree analytical methods, the study here submitted allows for an ecoregionalization of the ocean floor. Based on pertinent experiences in terrestrial ecosystems research, the method has been initially tested and established in terrestrial landscape ecology. The same applies, for example, to planning criteria with regard to the representative localization of substance-based measurements. Hence the results presented here link marine environmental research to terrestrial landscape ecology. Consequently the presented and adopted terrestrial research methods and instruments can be used in the spatial planning of Europe-wide harmonized environmental monitoring networks. Such harmonized ocean monitoring is needed for the international implementation of MSFD which the EU Commission considers to be necessary.

Abbildungsverzeichnis

Die Durchnummerierung der Abbildungen erfolgt entsprechend der Kapitelnummerierung bis zur zweiten Gliederungsebene, danach werden laufende Nummern verwendet.

Nummer	Beschriftung	Seite
Abbildung 2.1.1	Messnetzverteilung in den Moos-Monitoring Kampagnen 1990, 1995, 2000 und 2005 inkl. chemisch analysierter Stoffe in den Moosproben (eigene Darstellung)	36
Abbildung 2.2.1	Messnetz für die Erfassung von Schadstoffen im Sediment innerhalb der deutschen Nordsee (BLMP 2010, Abbildung 3, verändert)	40
Abbildung 2.2.2	Vorliegende Messdatensätze innerhalb der MarGIS-Messdatenbank über die Kenngrößen Temperatur, Salinität, Nährstoffe (v.a. Ammonium, Nitrat, Phosphat, Silikat) sowie gelöster Sauerstoff (eigene Darstellung)	41
Abbildung 3.1.1	Kenngrößen der Variogramm-Analyse (aus Pesch et al. 2007c, S. 38)	43
Abbildung 3.2.1	Funktionsschema des CART-Verfahrens (eigene Darstellung)	47
Abbildung 4.1.1	EUNIS Klassifikation terrestrischer und mariner Lebensräume: Ebene 1 (verändert von Busch (2005) nach Davies et al. 2004, S. 9)	56
Abbildung 4.1.2	Ableitung landschaftsökologischer Raumklassen mit entscheidungsbaumanalytischen Verfahren (eigene Darstellung)	59
Abbildung 4.1.3	CART-Baum für die räumliche Gliederung Deutschlands in 21 Raumklassen (verändert nach Schröder & Schmidt 2001, S. 5)	60
Abbildung 4.1.4	(a) Landschaftsökologische Gliederung Deutschlands in 21 Ökoregionen sowie (b) landschaftsökologische Gliederung der Raumklasse 18 basierend auf 73 Ökoregionen (Pesch & Schröder 2007, Abb. 1)	62
Abbildung 4.1.5	Ecological Land Classification of Europe (ELCE) 40 Klassen (verändert nach Hornsmann et al. 2007)	64
Abbildung 4.1.6	Häufigkeitsverteilung der Multi-Metall-Indizes 1990, 1995 sowie 2000 für die Raumklassen 46, 18 sowie 54 (Pesch & Schröder 2007, Abbildung 3)	66
Abbildung 4.1.7	Naturräumlich differenzierte Entwicklung des Multi-Metall-Indexes von 1990 bis 2000 am Beispiel der Ökoregionen 36, 74, 150 und 151 (Brandenburger Jungmoränenlandschaft) (Pesch & Schröder 2007, Abbildung 4)	67
Abbildung 4.1.8	CART-Baum für die Vorhersage der pnV in Abhängigkeit der Prädiktoren Höhe, Bodenart, relative Luftfeuchte, Niederschlag, Sonnenscheindauer und Temperatur für die Klimanormalperiode 1961-1990 (Holy et al. 2009b, Abbildung 1.1)	68
Abbildung 4.1.9	Vorhersage der räumlichen Ausprägung landschaftsökologischer Raumeinheiten zwischen 1961-90 und 2051-80 (verändert nach Holy et al. 2009b, Abbildungen 1.2, 1.4)	69
Abbildung 4.1.10	Analyse der Landschaftsrepräsentanz des bundesweiten Moos-Monitorings 2000 mit unterschiedlichen Messnetzkonfigurationen (eigene Darstellung)	71
Abbildung 4.2.1	Marine Landschaftstypen in der deutschen Nordsee (verändert nach Bioconsult 2010, Anhang 1)	76
Abbildung 4.2.2	Marine Landschaftstypen in der deutschen Ostsee (verändert nach Bioconsult 2010, Anhang 2)	77
Abbildung 4.2.3	Stand der Biotoptypenkartierung gemäß der Roten Liste nach Riecken et al. (2006) – Nordsee (Bioconsult 2010, Anhang 5, verändert)	78
Abbildung 4.2.4	Stand der Biotoptypenkartierung gemäß der Roten Liste nach Riecken et al. (2006) – Ostsee (Bioconsult 2010, Anhang 6, verändert)	79

Nummer	Beschriftung	Seite
Abbildung 4.2.5	Flächenhaften Anwendung des EUNIS Regelwerks im Projekt MESH (Coltman et al. 2008, S. 12)	81
Abbildung 4.2.6	Differenzierung mariner Lebensräume gemäß EUNIS-Ebene 2 (DAVIES et al. 2004, S. 13)	82
Abbildung 4.2.7	Differenzierung mariner Lebensräume gemäß EUNIS-Ebene 3 (Davies et al. 2004, S. 23)	83
Abbildung 4.2.8	Ergebnisse der Anwendung von EUNIS bis zur Ebene 4 in der deutschen Nordsee (Busch et al. 2009a, Abb. 2)	85
Abbildung 4.2.9	Benthische Landschaftstypen nach Al- Hamdani & Reker (2007) im deutschen Teil der Ostsee (eigene Darstellung)	89
Abbildung 5.1.1	Benthische Lebensgemeinschaften im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee nach Rachor & Nehmer (2003) (verändert nach Vetter et al. 2012, S. 782).	94
Abbildung 5.2.1	Bildung von Richtungsvektoren aus Messpunktpaaren innerhalb des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee (verändert nach Vetter et al. 2012, S. 783)	99
Abbildung 5.2.2	Ableitung von experimentellen Variogrammwerten aus Variogrammkarten (verändert nach Vetter et al. 2012, S. 784)	100
Abbildung 5.2.3	Experimentelles Variogramm und Modellvariogramme für die Temperaturverhältnisse in den unteren 30 % der Wassersäule im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee innerhalb der Monate Juli bis September über den Zeitraum 1995 bis 2000 (eigene Darstellung).	101
Abbildung 5.2.4	Variogrammkarte für die Temperaturverhältnisse in den unteren 30 % der Wassersäule im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee innerhalb der Monate Juli bis September über den Zeitraum 1995 bis 2000 (Die blaue Ellipse entspricht dem Suchfenster für die Kriging Berechnungen.) (eigene Darstellung).	102
Abbildung 5.2.5	Ordinary-Kriging-Karte über die Temperaturverhältnisse in den unteren 30 % der Wassersäule im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee innerhalb der Monate Juli bis September über den Zeitraum 1995 bis 2000 (verändert nach Schröder et al. 2005, Anhang A.1.16)	103
Abbildung 5.3.1	Schema zur datenbasierten Ableitung von Biotoptypen im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee mit CART-Analyse und -Mapping (eigene Darstellung)	106
Abbildung 5.3.2	CART-Entscheidungsbaum für das Auftreten der acht benthischen Biozönosen nach Rachor & Nehmer (2003) in Abhängigkeit von abiotischen Standortmerkmalen zur Temperatur, Salinität, zu Nährstoffen (vier Zeitfenster; 1995-2000) sowie Korngrößenfraktionen und der Bathymetrie (verändert nach Pesch et al 2008b, Abb. 3).	107
Abbildung 5.3.3	Ergebnis der prädiktiven Kartierung der acht benthischen Biozönosen nach Rachor & Nehmer (2003) mit Hilfe des CART-Verfahrens (verändert nach Pesch et al 2008b, S. 322, Abbildung 5).	108
Abbildung 5.3.4	Prädiktive Biotoptypenkarte des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee: 6 Endknotenlösung (Fehlklassifikationsrate 24,7 %) (eigene Darstellung)	111
Abbildung 5.3.5	Prädiktive Biotoptypenkarte des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee: 16 Endknotenlösung (Fehlklassifikationsrate 11 %) (eigene Darstellung)	112
Abbildung 5.3.6	Prädiktive Biotoptypenkarten des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee: Gegenüberstellung dreier Entscheidungsbaumalgorithmen (CHAID, QUEST, CART) sowie eines clusteranalytischen Ansatzes (verändert nach Vetter et al. 2012, S. 789).	113

Nummer	Beschriftung	Seite
Abbildung 5.3.7	CART-Entscheidungsbaum für das Auftreten der acht benthischen Biozönosen nach Rachor & Nehmer (2003) in Abhängigkeit von abiotischen Standortmerkmalen zur Temperatur, Salinität, zu Nährstoffen (Winter- und Sommermonate 1997 bis 2000) sowie Korngrößenfraktionen und der Bathymetrie (Pesch et al. 2009a, Abb. 1).	116
Abbildung 5.3.8	Ergebnis der prädiktiven Kartierung der acht benthischen Biozönosen nach Rachor & Nehmer (2003) mit Hilfe des CART-Verfahrens – gesamte Nordsee. Die Zuordnung der Endknotennummer zu dem CART-Baum ist der Abbildung 5.3.7 zu entnehmen (Pesch et al 2009, Abbildung 4).	117
Abbildung 5.4.1	Perzentilstatistisch abgeleitete Gesamtnährstoffindizes für die Sommer- und Wintermonate für den Zeitraum 1995 bis 2000 im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee (eigene Darstellung)	120
Abbildung 5.4.2	Zeitlicher Trend der Temperaturen innerhalb der benthischen Lebensraumklasse 49, Teilbereich deutsche AWZ (Pesch et al. 2011, S. 118).	121
Abbildung 5.4.3	Landschaftsökologisch repräsentative Verteilung von 100 Standorten innerhalb des deutschen Bereichs der Nordsee (> 5 m Tiefenlinie) (Vetter et al. 2012, S. 790).	122
Abbildung 5.5.1	Methodisches Design zur Durchführung des Regression-Krigings nach Odeh et al. (1995) (eigene Darstellung)	128
Abbildung 6.1.1	Berechnung eines MNR anhand der Merkmale landschaftsökologische Ausstattung, Landnutzung, Multi-Metallindex 2000, für Deutschland (eigene Darstellung)	143
Abbildung 6.1.2	5 km gepufferte Ausschnitte aus der Corine Landcover für zwei Messstandorte des Moos-Monitoring Messnetzes (eigene Darstellung)	144
Abbildung 6.2.1	Möglichkeiten der prioritären Zuweisung von Moos-Monitoring-Standorten auf die Raumklasse 18 nach Schröder et al. (2006) innerhalb von Brandenburg anhand des MNR	146
Abbildung 6.2.2	Priorisierungskonzept zur Umgestaltung des Moos-Monitoring Messnetzes 2005 (eigene Darstellung)	148
Abbildung 6.2.3	Ergebnis der Umgestaltung des Moos Monitoring Messnetzes 2005 (links: Messnetz 2000 – 1028 Standorte; rechts: Messnetz 2005 – 720 Standorte) (verändert nach Pesch et al. 2007b)	149
Abbildung 6.2.4	Statistischer Vergleich des Moos Monitoring Messnetzes 2000 und 2005 im Hinblick auf die Nachbarschaftskriterien MNR nach Vetter & Maas (1994), Agrar Index (Anteil landwirtschaftlich genutzter Flächen in einem 5 km Radius um die Probenentnahmestelle) sowie Metall Emissions Index (Anteil urban genutzter Flächen in einem 5 km Radius um die Probenentnahmestelle) (Pesch et al. 2007b, Abbildung 4)	150
Abbildung 6.2.5	Statistischer Vergleich des Moos-Monitoring Messnetzes 2000 und 2005 anhand von Histogrammen inkl. Mittelwert und Standardabweichung (links für die Elemente As, Cr und Pb) sowie Medianen inkl. Ergebnisse des Mann und Whitney U-Tests (rechts) (eigene Darstellung)	152
Abbildung 6.2.6	Vergleich des Moos Monitoring Messnetzes 2000 und 2005 im Hinblick auf geostatistische Kriterien (Nugget / Sill Verhältnis, MPE, Kriging-Flächenschätzungen) (Pesch et al. 2007b, Abb. 2)	153
Abbildung 6.3.1	Vorliegende Messdaten zu Silikat, Phosphat, Nitrat und Ammonium innerhalb des unteren Drittels der Wassersäule für die Monatsintervalle Juli bis September von 1995 bis 2000 innerhalb eines 60 km breiten Randstreifens um die deutsche Nordsee (eigene Darstellung)	157

Nummer	Beschriftung	Seite
Abbildung 6.3.2	Räumliche Verteilung der Messinformationen zu Silikat, Phosphat, Nitrat und Ammonium bezogen auf ein 10 km x 10 km Raster für die Monatsintervalle Juli bis September von 1995 bis 2000 (eigene Darstellung)	158
Abbildung 6.3.3	Messstandorte, an denen innerhalb des Zeitraums von 1995 bis 2000 Gehalte von Schwermetallen und organischen Stoffkomponenten in Miesmuscheln und im Sedimentporenwasser gemessen wurden (Datenquelle: BSH; eigene Darstellung)	160
Abbildung 6.3.4	Hot Spot-Flächen für Nährstoffkonzentrationen innerhalb des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee 1995 - 2000 (links: Gesamtnährstoffindex von mindestens acht im Sommer und im Winter; rechts: Gesamtnährstoffindex von mindestens sechs im Sommer oder im Winter) (eigene Darstellung)	161
Abbildung 6.3.5	Ergebnisse der MNR Berechnung für den gesamten erweiterten Bereich der deutschen Nordsee sowie der Lebensraumklasse 37 auf Basis der Merkmale Ton/Schluff- und Sandfraktion, Bathymetrie, Gesamtnährstoffindex (Sommer und Winter) (eigene Darstellung)	165
Abbildung 6.3.6	Messdatenverteilung Phosphatkonzentrationen in der bodennahen Wassersäule (Gesamtdatensatz: graue Punktsymbole; um ca. um 50% reduzierter Datensatz: schwarze Punktsymbole) (eigene Darstellung)	167
Abbildung 6.3.7	Bestimmung der landschaftsökologisch repräsentativen Verteilung von 124 Messorten innerhalb des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee (eigene Darstellung)	168
Abbildung 6.3.8	Variogrammanalyse Messdatenverteilung Phosphatkonzentrationen in der bodennahen Wassersäule von 274 Standorten (Gelbrote Punkte: experimentelles Semivariogramm; schwarze Linie: sphärisches Modellvariogramm mit folgenden Kenngrößen: Range = 88,27 km; Nugget = 0,076 (ln $\mu\text{mol/l}$) ² ; Sill = 0,24 (ln $\mu\text{mol/l}$) ²) (eigene Darstellung)	171
Abbildung 6.3.9	Variogrammanalyse Messdatenverteilung Phosphatkonzentrationen in der bodennahen Wassersäule von 124 Standorten (Gelbrote Punkte: experimentelles Semivariogramm; schwarze Linie: sphärisches Modellvariogramm mit folgenden Kenngrößen: Range = 89,41 km; Nugget = 0,08 (ln $\mu\text{mol/l}$) ² ; Sill = 0,29 (ln $\mu\text{mol/l}$) ²) (eigene Darstellung)	172
Abbildung 6.3.10	Prozentuale Differenz der mittels Universal Lognormal Kriging berechneten Karten zur Phosphatkonzentration in der bodennahen Wassersäule (Sommermonate 1995 bis 2000) basierend auf 247 und 124 Standorten (eigene Darstellung)	172

Tabellenverzeichnis

Die Durchnummerierung der Tabellen erfolgt entsprechend der Kapitelnummerierung bis zur zweiten Gliederungsebene, danach werden laufende Nummern verwendet.

Nummer	Beschriftung	Seite
Tabelle 4.1.1	Flächenanteile der landschaftsökologischen Raumklassen pro Zeitscheibe 1961-90, 1991-2020, 2021-50, 2051-80 (Holy et al. 2009b)	70
Tabelle 5.1.1	Tabellarische Übersicht der für die prädiktive Kartierung verwendeten Messdaten pro Jahr und Zeitintervall (verändert nach Pesch et al. 2008b. S. 317, Tabelle 1)	97
Tabelle 5.2.1	Tabellarische Übersicht ausgewählter Variogramm-Kenngrößen (N-S-ratio: Nugget / Sill Verhältnis; A-ratio: Anisotropie-Verhältnis = Verhältnis zwischen maximaler und minimaler Reichweite der berechneten Modellvariogramme; Direction: Richtung des Modellvariogramms mit der maximalen Reichweite [°]) für alle Messdaten pro Jahr und Zeitintervall (verändert nach Pesch et al. 2008b. S. 318, Tab. 2)	102
Tabelle 5.2.2	Tabellarische Übersicht ausgewählter Kreuzvalidierungs-Kenngrößen (ME: Mittlerer Fehler MF; MPE: Median der prozentualen Fehler [%]; Cs: Spearman Korrelationskoeffizient – vgl. Kapitel 3.1) für alle Messdaten pro Jahr und Zeitintervall (verändert nach Pesch et al. 2008b. S. 318, Tabelle 3)	104
Tabelle 5.3.1	Fehlklassifikationsmatrize der prädiktiven Kartierung der acht benthischen Biozöno- sen nach Rachor & Nehmer (2003) – erweiterter Bereich der Nordsee (verändert nach Pesch et al 2008, S. 322, Tabelle 4)	108
Tabelle 5.3.2	Tabellarische Übersicht ausgewählter Variogramm- und Kreuzvalidierungskenngrö- ßen (Erklärung s. Tabelle 5.2.1 und 5.2.2) für alle Messdaten der gesamten Nordsee (verändert nach Pesch et al. 2009a, Tabelle 3)	115
Tabelle 5.3.3	Fehlklassifikationsmatrize der prädiktiven Kartierung der acht benthischen Biozöno- sen nach Rachor & Nehmer (2003) – gesamte Nordsee (Pesch et al 2009, Tabelle 3).	117
Tabelle 5.4.1	Befischungsintensität (Anzahl Befischungen pro Jahr) über Grundfischerei (Baum- kurren und Scherbrettnetze) innerhalb der benthischen Lebensraumklassen nach Pesch et al. (2008b); Die kartografische Zuordnung der Raumklassen- bzw. Endkno- tennummern sind der Abbildung 5.3.3 zu entnehmen.	119
Tabelle 5.4.2	Deskriptiv-statistische Beschreibung der benthischen Lebensraumklassen mit dem Gesamtnährstoffindex für Sommer- und Wintermonate. Die kartografische Zuord- nung der Raumklassen- bzw. Endknotennummern sind der Abbildung 5.3.3 zu ent- nehmen.	121
Tabelle 5.5.1	Variationskoeffizienten, berechnet über alle Standorte, an denen mehr als zwei Messdaten aufgenommen wurden (Pesch et al. 2008b, S. 323, Tab. 5)	124
Tabelle 5.5.2	Korrelationen nach Pearson zwischen Bathymetrie sowie Abstand zur Küste und den geostatistisch geschätzten Messvariablen Ammonium, Nitrat, Phosphat, Silikat sowie Temperatur, Salinität und die Korngrößenfraktionen 0-20 μ , 20-63 μ , 63- 2000 μ an 182 Standorten im erweiterten Bereich des deutschen Teils der Nordsee (fett rot: hoch sign. Korrelation, alpha = 0,01; fett schwarz:sign. Korrelation, alpha = 0,05; n = 182 Fälle)	129
Tabelle 6.3.1	Vergleich statistischer Perzentile sowie Minimum und Maximum zwischen der Messdatenverteilung zu den Phosphatkonzentrationen mit 247 Standorten und mit 124 Standorten bezogen auf die benthischen Lebensraumklassen und das gesamte Untersuchungsgebiet	170

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
A-ratio	Anisotropie-Verhältnis
A-dir. [°]	Anisotropie Richtung
AF	Benthische Lebensgemeinschaft <i>Amphiura filiformis</i>
ANOVA	Analysis of Variance
ArcIMS	Internet Map Server
ARGE BLMP	Arbeitsgemeinschaft Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt
As	Arsen
ATKIS	Amtlich Topografisches Informationssystem
AWI	Alfred Wegener Instituts für Polar- und Meeresforschung
AWZ	Ausschließliche Wirtschaftszone
BDF	Boden-Dauerbeobachtungsfläche
BFB	Bundesamt für Bodenforschung
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BGBL	Bundesgerichtsblatt
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BLMP	Bund-Länder-Messprogramm
BMBF	Bundesministerium für Bildung- und Forschung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMVEL	Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft
BNatschG	Bundesnaturschutzgesetz
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
BT	Benthische Lebensgemeinschaft <i>Bathyporeia tellina</i>
BÜK	Bodenübersichtskarte
BZE	Bodenzustandserhebung
C _s	Spearman Korrelationskoeffizient
CART	Classification and Regression Tree
Cd	Cadmium
CHAID	Chi-square Automatic Interaction Detector
CHARM	Channel Habitat Atlas for marine Resource Management

Abkürzung	Bedeutung
CLRTAP	Convention on Long-range Transboundary Air Pollution
cNS	Benthische Lebensgemeinschaft <i>central North Sea</i>
CONTIS	Continental Shelf Information System
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
DMEER	Digital Map of European Ecological Regions
DWD	Deutscher Wetterdienst
EEA	European Environmental Agency
ELCE	Ecological Land Classification of Europe
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
EMODNET	European Marine Observation and Data Network
EnS	Environmental Stratification of Europe
ESRI	Environmental Systems Research Institute
EU	Europäische Union
EUNIS	European Environmental Nature Information System
EU-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
Fe	Eisen
FFH-Richtlinie	Fauna-Flora-Habitatrichtlinie
GAM	Generalized additive models
GDCh	Gesellschaft Deutscher Chemiker
Geohab	Marine Geological and Biological Habitat Mapping
GES	Good Environmental Status
GIS	Geographisches Informationssystem
GLM	Generalised Linear Models (Nonparametrische Regression)
GS	Benthische Lebensgemeinschaft <i>Goniadella spissula</i>
GVP	Gentechnisch veränderte Pflanzen
<i>H.c.</i>	<i>Hypnum cupressiforme</i> (<i>Zypressen Schlafmoos</i>)
<i>HD</i>	Benthische Lebensgemeinschaft <i>Helgoland Depth</i>
HELCOM	Helsinki Kommission
Hg	Quecksilber
ICES	International Council for the Exploration of the Seas

Abkürzung	Bedeutung
ICP Forests	International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests
ICP Mapping and Modelling	International Cooperative Programme on Modelling and Mapping of Critical Levels and Loads and Air Pollution Effects, Risks and Trends
ICP Materials	International Co-operative Programme on Effects on Materials including Historic and Cultural Monuments
ICP Vegetation	International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops
ICP Waters	International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring Effects of Air Pollution on Rivers and Lakes
IDW	Inverse Distance Weighted Methode
INK	Internationale Nordseeschutzkonferenz
IOW	Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde
ITE	Institut of Terrestrial Ecology, Großbritannien
JNCC	Joint Nature Conservation Committee
LANMAP	European Landscape Map
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LLUR	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein
LRT	Lebensraumtypen
LUNG	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
MAREANO	Marine AREAdatabase for Norwegian coast and sea areas
MarGIS	Marines Geo-Informationssystem zur Visualisierung und Typologisierung meeresgeowissenschaftlicher Daten
MARS	Multivariate adaptive regression splines
Max	Maximum
MaxEnt	Maximum Entropy
<i>MB</i>	Benthische Lebensgemeinschaft <i>Macoma balthica</i>
MDI-DE	Marine Dateninfrastruktur Deutschland
ME	Mean Error (Mittlere Fehler)
MESH	Mapping European Seabed Habitats
MESMA	Monitoring and Evaluation of Spatially Managed Areas
Min	Minimum
MNR	multidimensionaler Repräsentanzindex

Abkürzung	Bedeutung
MPE	Median Percental Error (Median der Prozentualen Fehler)
MSC EAST	Meteorological Synthesizing Centre – East
MSFD	Marine Strategy Framework Directive
MSRL	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie
MUDAB	Meeresumweltdatenbank
Mw	Mittelwert (arithmetisches Mittel)
n	Anzahl
Ni	Nickel
NLWKN	Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
<i>NN</i>	Benthische Lebensgemeinschaft <i>Nucula nitidosa</i>
N-S-Ratio	Nugget/Sill-Verhältnis
OSPAR	Oslo-Paris-Konvention
OWP	Offshore Windpark
Pb	Blei
pnV	Potenziell natürliche Vegetation
POPs	Persistent organic pollutants
PreHab	Spatial PRediction of Baltic benthic HABitats
<i>P.s.</i>	<i>Pleurozium schreberi</i> (Rotstengelmoos)
PASW	Predictive Analysis SoftWare
PEC	Predicted Environmental Concentrations
PNEC	Predicted No Effect Concentrations
QUEST	Quick, Unbiased and Efficient Statistical Tree
PSU	Practical Salinity Unit
r_s	Koorelationskoeffizient nach Spearman
R^2	Bestimmtheitsmaß
Sb	Antimon
SDE	Spatial Data Engine (ESRI)
<i>S.p.</i>	<i>Scleropodium purum</i> (Grünstengelmoos)
SPSS	Statistical Package for the Social Sciences
SRU	Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen
<i>TF</i>	Benthische Lebensgemeinschaft <i>Tellina fabula</i>

Abkürzung	Bedeutung
Ti	Titan
TIN	Triangulated Irregular Network
UBA	Umweltbundesamt
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe
UNEP	United Nations Environment Programme
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
V	Vanadium
VMS	Vessel Monitoring System
vTI	Johann Heinrich von Thünen-Institut
WGE	Working Group on Effects
WGMHM	Working Group on Marine Habitat Mapping
WWF	World Wide Fund for Nature
Zn	Zink

Glossar

Ausdruck	Bedeutung
A-Ratio	Das A-Ratio (Anisotropie-Ratio) gibt das Verhältnis zwischen dem kleineren und dem größeren → Range wieder und liefert damit ein Maß für die Beschreibung der Form der Suchellipse, die bei den nachfolgenden Kriging-Berechnungen eingesetzt wird. Je weiter das Anisotropie-Ratio gegen 0 tendiert, desto schmaler ist die Suchellipse.
A-Richtung	Die A-Richtung (Anisotropie-Richtung) beschreibt die räumliche Ausrichtung der längeren Ellipsenachse. 0° bedeutet dabei nördliche Ausrichtung, 90 ° bedeutet östliche Ausrichtung, und 270° bedeutet westliche Ausrichtung.
Autokorrelation, räumliche	Das Vorhandensein einer räumlichen Autokorrelation von Messwerten setzt voraus, dass Messwertunterschiede zwischen Messpunkten mit geringerem Abstand zueinander kleiner sind als zwischen solchen, die weiter voneinander entfernt liegen.
Benthos	Das Benthos umfasst die „...[b]odenbewohnenden Organismen eines Gewässers. Es wird differenziert zwischen Organismen, die auf dem Sediment leben (Epibenthos) und solchen, die innerhalb der Sedimentdecke existieren (Endobenthos).“ (Martin et al. 2000, Band 1, S. 212).
Bioindikation	Aufzeigen und Ermittlung von Umwelteinwirkungen mit Hilfe ausgewählter Tier- oder Pflanzenarten, die auf Umweltbelastungen reagieren.
Biomonitoring	Qualitative und quantitative Überwachung von Schadstoffen in der Umwelt mit Hilfe von Organismen
Biotop	Ein Biotop entspricht einem räumlich abgrenzbaren Lebensraum einer regelmäßig wiederkehrenden Arten- oder Lebensgemeinschaft (Biozönose) (Nehring & Albrecht 2000). Nach Leser (1997, S. 172) ist ein Biotop „[e]ine dreidimensionale in der Umwelt in topischer Größenordnung ausweisbare Lebensstätte pflanzlicher und tierischer Organismen bzw. von deren Lebensgemeinschaften, die für diese durch ihre Ausstattung ... einheitliche Lebensbedingungen bereitstellt, welche die Funktionen des im Biotop funktionierenden Biosystems bestimmen.“
Biototyp	Biotope mit ähnlich ausgeprägten tierischen und pflanzlichen Lebensgemeinschaften (Blab et al. 1995; Riecken et al. 2006).
Bodenzustandserhebung (BZE)	Systematische, flächenrepräsentative und bundesweit abgestimmte Großrauminventur, die Daten über den aktuellen Zustand der Waldböden und deren Veränderungen im Laufe der Zeit liefert
Chi-square Automatic Interaction Detectors (CHAID)	Entscheidungsbaumverfahren, das auf inferenz-statistischen Methoden beruht

Ausdruck	Bedeutung
Classification and Regression Trees (CART)	Entscheidungsbaumverfahren, dessen Ziel es ist, die Homogenität der Ausprägung einer gewählten Zielvariablen über eine durch gewählte Prädiktoren gesteuerte Abfolge von binären Aufteilungen eines Datensatzes zu erhöhen
Corine Landcover	Das Ziel des europaweiten Projekts CORINE Land Cover ist die Bereitstellung von einheitlichen und vergleichbaren Daten der Bodenbedeckung für Europa. Die Ersterfassung erfolgte 1990 auf der Basis von Satellitendaten im Maßstab 1:100.000 (CLC1990). Im Rahmen von CORINE Land Cover 2000 (CLC2000) erfolgte die Aktualisierung des Datenbestandes zum Bezugsjahr 2000, eine erneute Aktualisierung erfolgte 2006.
Dendrogramm	Hier: Entscheidungsbaum zur Darstellung von Entscheidungsregeln
Deposition	Ablagerung von Schadstoffen auf die Oberfläche biotischer und abiotischer Systeme. Dabei ist trockene Deposition (Ablagerung von Staubpartikeln direkt an der Oberfläche) von nasser Deposition (Niederschlag von Gasen und Partikeln durch Ausregnen) zu unterscheiden.
Endofauna	In marinen Ökosystemen bezeichnet die Endofauna tierische Organismen am Meeresgrund, die im Gegensatz zur Epifauna im Meeresboden lebt (Tardent 1979). Leser (1994, S. 220) unterscheidet dabei ferner „...Bohrer, die in festes Material (Gestein, Molluskenschalen), und Graber, die in weiches Material (Kies, Sand, Schlamm) eindringen.“
Entscheidungsbaumverfahren	Entscheidungsbaumverfahren dienen dem Aufdecken verdeckter Strukturen in komplexen Datenmatrizen, wobei versucht wird, für eine interessierende Variable ein Erklärungsmodell in Form eines Entscheidungsbaums oder Dendrogramms abzuleiten. Dies geschieht derart, dass eine vorliegende Stichprobe in einer Abfolge multipler Aufteilungen oder Splits in Untergruppen stratifiziert wird. Diese Splits werden mittels einer nach fachlichen Gesichtspunkten getroffenen Auswahl von Vorhersagevariablen oder Prädiktoren definiert und erfolgen auf Basis eines statistischen Optimierungskriteriums, das je nach Entscheidungsbaumverfahren unterschiedlich ist.
Epifauna	Nach Leser (1994, S. 120) umfasst die Epifauna „[i]m Wasser lebende [tierische] Organismen, die auf dem Meeresboden, auf Pflanzen oder auf schwimmenden Gegenständen leben.“
Geostatistik	Statistische Verfahren zur Untersuchung der räumlichen Autokorrelation punktuell gemessener metrisch-kontinuierlicher Daten (Variogramm-Analyse) und zu ihrer räumlich gewichteten Extrapolation (Kriging)
Habitat	Ein Habitat beschreibt die „Konzentrationsstelle einer Art, die sich innerhalb eines größeren Biotops (z. B. Wald, Fluß, Ästuar) scharf hervorhebt, von den Gesamtbedingungen desselben jedoch in seiner Artzusammensetzung weitgehend abhängt ...“ (Nehring & Albrecht 2000, S. 77). Im angelsächsischen Sprachgebrauch werden die Begriffe Biotop und Habitat häufig synonym verwendet.

Ausdruck	Bedeutung
Indikator	Beobachtbarer, messbarer Sachverhalt, der als Teil eines komplexeren, nicht oder nur mit hohem Aufwand direkt messbaren Sachverhalts (Indikandum) auf diesen verweist; kann auch Ergebnis von Aggregierungsprozessen sein
Kreuzvalidierung	Ein in der Geostatistik gebräuchliches Instrument, um für ein gewähltes experimentelles Variogramm eine bestmögliche Modellanpassung durchzuführen: Aus der Gesamtmenge der Messpunkte wird nacheinander je ein Wert dem Datensatz entnommen und durch Kriging mit dem gewählten Modellvariogramm neu geschätzt. Die daraus resultierende Fehlerverteilung kann durch geeignete statistische Kenngrößen beschrieben werden.
Kriging	Geostatistisches Verfahren zur Extrapolation von Punktdaten, das die mittels Variogramm-Analyse modellierte räumliche Autokorrelationsstruktur zur räumlich gewichteten Messdaten-Interpolation nutzt
Lag	Distanzintervall, für das bei der Variogramm-Analyse aus den Messwerten von Probenpaaren Semivarianzen berechnet werden. Bei der Verwendung von Variogramm-Karten entspricht der Lag der Kantenlänge der Rasterzellen.
Landschaft	Der Begriff Landschaft lässt sich sowohl ganzheitlich-ästhetisch sowie auch, wie bei Troll (1950), Leser (1997) und Neef (1967), als kausalanalytisch-genetisch interpretieren (Steinhardt et al. 2012). Letzteres begreift die Landschaft als „...einen durch einheitliche Struktur und gleiches Wirkungsgefüge geprägten konkreten Teil der Erdoberfläche“ (Neef 1967, S. 36). Troll (1950) definiert die Landschaft als eine Aggregation von belebten Ökotopeu bzw. flächenhaft ausgebildeten Ökosystemen zu einem einheitlichen Gebilde (Steinhardt et al. 2012).
Landschaftsrepräsentanz	Die Prüfung der Landschaftsrepräsentanz eines Messnetzes gibt Aufschluss darüber, ob dessen Messstationen in häufigkeitsstatistisch und raumstrukturell repräsentativen Raumeinheiten vertreten sind (Schröder et al. 2001). Zu unterscheiden ist die häufigkeitsstatistische Landschaftsrepräsentanz und die raumstrukturelle Landschaftsrepräsentanz. Bei der häufigkeitsstatistischen Landschaftsrepräsentanz wird untersucht, ob Landschaften prozentual durch ebenso viele Messstationen belegt sind, wie es dem Flächenanteil dieser Landschaften an der Gesamtfläche des Untersuchungsraums entspricht. Die raumstrukturelle Landschaftsrepräsentanz beruht auf der Nachbarschaftsanalyse nach Vetter & Maas (1994). Mit diesem Verfahren lassen sich Teilflächen (z.B. Rasterzellen) identifizieren, deren Nachbarschaft hinsichtlich gewählter Merkmalsausstattungen im Vergleich zur entsprechenden durchschnittlichen Nachbarschaft dieser Teilflächen innerhalb des Untersuchungsraums häufigkeitsstatistisch typisch sind.

Ausdruck	Bedeutung
Lebensgemeinschaft	Eine Lebensgemeinschaft oder Biozönose bezeichnet, „... eine meist durch bestimmte Charakterarten gekennzeichnete einheitliche Lebensgemeinschaft von Tieren und/oder Pflanzen, die an einem bestimmten, auf besondere Weise ausgestatteten Biotop oder Standort lebt.“ (Martin et al. 2000, Band 1, S. 262).
Major Range	Maximale Ausdehnung eines ellipsenförmigen Such- oder Krigingfensters
ME	Der Mittlere Fehler (Mean Error - ME) berechnet sich aus den durchschnittlichen Abweichungen zwischen Messwerten und den Schätzwerten der Kreuzvalidierung. Er verweist auf tendenzielle Über- oder Unterschätzungen des Modellvariogramms. Im Idealfall ist dieser 0.
Messnetzplanung	Planung der räumlichen Verortung von Umweltmessnetzen innerhalb eines gewählten Untersuchungsgebiets. In der angewandten Landschaftsökologie sollte die Planung von Umweltmessnetzen gewählte Landschaftsrepräsentanzkriterien berücksichtigen (Schröder et al. 2001).
Metadaten	Informationen über Messdaten (Wo werden sie erhoben? Wie werden sie erhoben? Wer erhebt sie?)
Minor Range	Minimale Ausdehnung eines ellipsenförmigen Such- oder Krigingfensters
MPE	Setzt man den jeweiligen Messwert gleich 100 %, so kann die Differenz zwischen Mess- und Schätzwert in Prozent angegeben werden. Der Median der prozentualen Fehler (Median Percental Error - MPE) gibt die Zentraltendenz der so berechneten prozentualen Abweichungen wieder. Schätzungen unterschiedlicher Messgrößen können so vergleichbar gemacht werden.
Natur	Der Begriff Natur umschreibt nach Martin et al. (2000 Band 3, S. 447) „[u]rsprünglich die Gesamtheit der nicht vom Menschen geschaffenen oder durch ihn nicht beeinflussten belebten und unbelebten Erscheinungen.“ Dabei ist zu bemerken, „... dass die Einwirkung des Menschen fast überall gegenwärtig ist, so dass beinahe alle natürlichen Erscheinungen (z.B. Boden, Wasser, Lebensgemeinschaften, Landschaften, Ökosysteme) anthropogen verändert oder zu mindestens beeinflusst sind. Daher wird auch bei Kulturlandschaften von verschiedenen Natürlichkeitsgraden (Hemerobiestufe) gesprochen.“ (Martin et al. 2000 Band 3, S. 447)

Ausdruck	Bedeutung
Naturräumliche Gliederung	Die Naturräumliche Gliederung ist nach Leser (1997, S. 210) definiert als „... Verfahren zur Ausscheidung von Landschaftsräumen, die in Typen dargestellt und hierarchisch geordnet werden. Die naturräumliche Gliederung geht von naturräumlichen Grundeinheiten aus, die überwiegend nach visuell wahrnehmbaren Geoökofaktoren (Georelief, Oberflächennaher Untergrund, Boden, Oberflächenwasser, Vegetation) manchmal auch unter Verwendung von Einzelmerkmalen dieser (z.B. Hangneigung, Bodenfeuchte, Natürlichkeitsgrad der Vegetation) ausgetrennt und begründet werden.“
N-S-Ratio	Der Nugget-Sill-Ratio ist definiert als das Verhältniss von Nugget-Effekt zu Sill. Je mehr dieses gegen 0 tendiert, desto niedriger die lokale Messwertvariabilität.
Nugget-Effekt	Im Variogramm definiert der Nugget-Effekt den Abstand zwischen Ordinaten Schnittpunkt des Modellvariogramms und dem Ursprung des Koordinatensystems. Der Nugget-Effekt kann hervorgerufen werden durch kleinräumige Messwertvariabilitäten oder durch Messfehler.
Ökoregion	Eine Ökoregion wird nach Brunckhorst (2000) als wiederkehrendes Muster von Ökosystemen mit charakteristischen Kombinationen von Boden und Geländeformen verstanden. Im Rahmen dieser Arbeit wird der Begriff Ökoregion im Sinne von Raumstrukturen mit ähnlichen pedologischen, klimatologischen und topografischen und daraus sich ergebenden biotischen Verhältnissen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen aufgefasst.
Ökoregionalisierung	Der Begriff Ökoregionalisierung umschreibt die expertenbasierte und/oder objektiv-statistische Ableitung von Ökoregionen aus vorliegenden biotischen und abiotischen Geoinformationen.
Ökosystem	„Eine sich aus abiotischen und biotischen Faktoren des Ökotops bzw. des Geosystems und des Biosystems aggregierende Funktionseinheit, die ... ein sich selbst regulierendes Wirkungsgefüge darstellt, dessen stets offenes stoffliches und energetisches System sich in einem dynamischen Gleichgewicht befindet.“ (Leser 1997, S. 132)
Partial Sill	Der Partial Sill entspricht der Differenz zwischen dem Sill und dem Nugget-Effekt.
Pelagial	„Region des freien Wasserkörpers in Gewässern ..., die sich entsprechend der Lichtintensität in Epipelagial, Mesopelagial, Bathypelagial und Abyssopelagial gliedert. Eine produktionsbiologische Zonierung ist durch die trophogene Schicht und die tropholytische Schicht gegeben.“ (Martin et al. 2000, Bd. 4, S. 102)
Perzentil	Durch Perzentile (lat. "Hundertstelwerte"), auch Prozenstränge genannt, wird eine nach Größe geordnete Messwertverteilung in 100 gleich große Teile zerlegt. Perzentile teilen die Verteilung also in 1%-Segmente auf.

Ausdruck	Bedeutung
Prädiktor	Merkmal (Variable), das in einem statistischen Modell (z.B. in einem Entscheidungsbaum) eine Zielvariable beschreibt, bzw. zur Vorhersage dieser herangezogen werden kann
Range	Aus dem Variogramm abgeleiteter Raumausschnitt, in dem Messwerte autokorreliert sind und innerhalb dessen zwischen Messpunkten statistisch begründet und räumlich gewichtend, z.B. mit Kriging, interpoliert werden kann
Semivarianz	Innerhalb vorzugebender Distanzintervalle berechnet sich die Semivarianz über die Hälfte der mittleren quadrierten Differenzen der Messwerte aller möglichen Probenpunktpaare.
Sill	Aus dem Variogramm abgeleitete, dem Range zugeordnete Semivarianz
Splitkriterium	Gewählte Merkmalsausprägung des Prädiktor, der bei Entscheidungsbaumverfahren zur Segmentierung einer Objektmenge herangezogen wird
Umwelt	Nach Leser (1997, S. 62) ist die Umwelt „... das Milieu, in dem sich Lebewesen aufhalten und zu dem sie in vielfältigen Wechselwirkungen stehen oder auf das sie aktiv oder passiv einwirken können, so dass es zu Reaktionen der Umwelt kommt.“
Variogramm-Analyse	Statistisches Verfahren zur Überprüfung der räumlichen Autokorrelation von räumlich verorteten Messwerten: Mittels der Variogramm-Analyse kann u.a. die Reichweite oder der Range ermittelt werden, innerhalb derer Messwerte räumlich autokorreliert sind und innerhalb derer zwischen Messpunkten statistisch begründet und räumlich gewichtend, z.B. mit Kriging interpoliert, werden kann
Zielvariable	Variable, die in einem statistischen Modell durch andere Merkmale (Prädiktoren) beschrieben wird.

1 Einleitung

Vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit ausgewählten Methoden aus der terrestrischen Landschaftsökologie und deren Anwendung zur räumlichen Planung terrestrischer und mariner Umweltmessnetze. Die Landschaftsökologie wurde im Wesentlichen geprägt durch den Geographen Carl Troll, der diese definierte als „...das Studium des gesamten in einem bestimmten Landschaftsausschnitt herrschenden komplexen Wirkungsgefüges zwischen den Lebensgemeinschaften (Biozönosen) und ihrer Umweltbedingungen.“ (Troll 1966, S. 11f.). Die im Fokus der Landschaftsökologie liegenden Forschungsfragen sind sowohl auf die räumliche Abgrenzung von Landschaften auf unterschiedlichen räumlichen Skalen wie auch die innerhalb dieser beobachtbaren Wechselwirkungen zwischen der belebten und unbelebten Umwelt ausgerichtet (Turner 1989, 1990, 2005; Turner et al. 2001). Obwohl die Gegenstände der Landschaftsökologie terrestrische Ökosysteme / Ökosystemkomplexe sind, sollten entsprechende Fragestellungen auch für den aquatischen Bereich relevant sein, denn auch hier existieren in Abhängigkeit der topografischen, hydrografischen und sedimentologischen Voraussetzungen in sich homogene Lebensraumstrukturen, die man als Landschaften auffassen kann (Hinchey et al. 2008; Robbins & Bell 1994; Wiens 2002). In den marinen Umweltwissenschaften werden derartige Raumeinheiten daher auch als *marine landscapes* oder auch *seascapes* bezeichnet (Boström et al. 2011). Das Potenzial der im terrestrischen Bereich etablierten landschaftsökologischen Methoden sollte daher überprüft und, wenn sinnvoll, auch genutzt werden (Pittmann et al. 2004, 2011). Neben der datenbasierten Kartierung von Landschaftsstrukturen ist diesbezüglich auch die Planung und Überprüfung der räumlichen Verortung von Umweltdatenerhebungen über biotische und abiotische Merkmale zu nennen. Entsprechende Umweltmonitoringaktivitäten ermöglichen die Quantifizierung und Analyse des Stoffhaushalts innerhalb von Landschaften und sind vor dem Hintergrund der Auswirkungen anthropogen emittierter Umweltchemikalien auf den Landschaftshaushalt wichtig. Eine Erweiterung des Anwendungsbereiches der in der terrestrischen Landschaftsökologie etablierten Konzepte ist deshalb für den aquatischen Bereich interessant und herausfordernd, da es aufgrund der Unterschiede der Umweltmedien nicht nur Parallelen, sondern auch charakteristische Unterschiede gibt, die einbezogen werden müssen und ggf. adaptive Lösungsstrategien erfordern.

Ein zunehmender Bedarf an geeigneten planerischen Methoden und Konzepten im marinen Umweltmonitoring ergibt sich aus aktuellem Anlass. Am 17. Juni 2008 wurde die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) durch Beschluss des Europäischen Parlaments und des Rates in der Europäischen Union eingeführt. Die MSRL zielt darauf ab, den Zustand der europäischen Meere bis 2020 zu erfassen und einen guten Umweltzustand (Good Environmental Status – GES) zu erreichen. Mit der

Richtlinie erhöhen sich die Anforderungen an die Überwachung des Zustands der marinen Gewässer in Europa. Die in der MRSL vorgesehene Vorgehensweise gliedert sich in folgende Schritte: (1) Festlegung des Ist-Zustands bzw. Anfangsbewertung, (2) Festlegung des Soll-Zustands bzw. Definition des GES, (3) Festlegung von konkreten Umweltzielen zur Erreichung des GES, (4) Implementierung von Monitoring-Programmen zur Überprüfung der Abweichung vom Ist- zum Sollzustand sowie (5) Planung und Durchführung von Maßnahmen zur Erreichung der Umweltziele (Knefelkamp et al. 2011). Die unter (4) benannten Monitoring-Programme sollen eine laufende Bewertung des Umweltzustands der Meeresgewässer anhand chemisch-physikalischer und biologischer Merkmale zulassen. Gefordert wird ein sowohl administrativer wie auch räumlicher Ordnungsrahmen für die Durchführung von Umweltmonitoringmaßnahmen innerhalb der Meeresgebiete der EU. In Deutschland werden Umweltmonitoringstrategien für die Küsten- und Offshorebereiche von Nord- und Ostsee seit Beschluss der 34. Umweltministerkonferenz in Norddeutschland am 17. April 1997 in der Arbeitsgemeinschaft Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (ARGE BLMP Nord- und Ostsee) koordiniert und geplant. Neben der Berichterstattung zum Zustand der deutschen Nord- und Ostsee anhand von Umweltmedien und Schadstoffkomponenten ist es das Ziel der Arbeitsgemeinschaft, Methoden zur Überwachung der Meeresumwelt in Form von Handbüchern bereitzustellen. Diese beinhalten auch Vorschläge zur Verortung von Messstellen, an denen organische und anorganische Stoffkomponenten in Biota, im Sediment sowie in der Wassersäule erfasst werden sollten.

Im Vergleich zum marinen stoffbezogenen Umweltmonitoring zeigen sich entsprechende terrestrische Aktivitäten in Deutschland nicht zuletzt bedingt durch die vergleichsweise günstigeren logistischen Voraussetzungen sehr differenziert und flächendeckend organisiert. Die dort durchgeführten Monitoring-Vorhaben werden als regionale und großräumig angelegte Umweltmonitoringaktivitäten auf Länder- und Bundesebene durchgeführt und sind durch internationale Verpflichtungen Deutschlands auf europäischer Ebene mit anderen nationalen Programmen vernetzt. Beispiele hierfür sind die Aktivitäten verschiedener Umweltbeobachtungsprogramme im Rahmen der 1979 gegründeten *CLRTAP (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution)* der *UNECE (United Nations Economic Commission for Europe)*. Auf Grundlage der CLRTAP erfolgt eine kontinuierliche Überwachung der Wirkungen von Luftschadstoffen wie Schwefel- und Stickoxide, Ozon sowie Schwermetalle auf terrestrische und limnische Umweltmedien sowie deren Interpretation durch die 1981 gegründete *WGE (Working Group on Effects)* (WGE 2004). Die Monitoringaktivitäten werden dabei in Form von sechs internationalen Kooperationsprogrammen (International Cooperative Programmes – ICP) sowie einer Arbeitsgruppe zu Gesundheitsaspekten von Luftverunreinigungen (Task Force on Health) koordiniert. Die Kooperationsprogramme strukturieren sich gemäß des Effekts von Luftschadstoffen auf limnische (ICP Waters) und

verschiedene terrestrische Umweltkompartimente (ICP Mapping and Modelling, ICP Forests, ICP Vegetation) sowie auf Baumaterialien (ICP Materials). Ein besonders herauszuhebendes Umweltmonitoring-Vorhaben ist das im *ICP Vegetation (International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops)* organisierte Moos-Monitoring, mit dem in Europa alle fünf Jahre die Konzentration von atmosphärisch eingetragenen Schwermetallen und Stickstoffverbindungen in ausgewählten Moosarten grenzüberschreitend erfasst werden (Harmens et al. 2010). Aus diesem Programmbereich werden in der vorliegenden Arbeit Erfahrungen und Ergebnisse dargestellt: Besonders bei der Planung des Moos-Monitoring-Messnetzes und der Analyse der erhobenen Messdaten fanden bislang verschiedene landschaftsökologische Konzepte Anwendung (Holy et al. 2010; Pesch & Schröder 2007; Pesch et al. 2007b, 2008a, c, 2011; Schröder & Pesch 2007; Schröder et al. 2010a, b).

Aufgrund der unterschiedlichen erhebungstechnischen, administrativen und systembedingten Voraussetzungen bestehen in methodischer und v.a. implementativer Hinsicht Unterschiede im Umfang und in der Effizienz der Anwendung landschaftsökologischer Methoden in terrestrischem und marinem Zusammenhang. Wie einleitend erwähnt, sollten daher entsprechende, im terrestrischen Bereich erarbeitete und etablierte Konzepte auf deren Übertragbarkeit in den aquatischen Bereich überprüft und diskutiert werden. Diesen Aspekt greift die vorliegende Arbeit anhand von zwei Anwendungsbereichen am Beispiel der deutschen Nordsee auf, die für aktuelle Fragen in der marinen Umweltbeobachtung und Messnetzplanung wesentlich sind:

- (1) der datenbasierten Ableitung landschaftsökologischer Raumgliederungen für die Planung und Analyse von Umweltmessnetzen;
- (2) der Erarbeitung von Vorschlägen für die räumliche Verortung stoffbezogener, landschaftsökologisch repräsentativer Umweltmonitoringmessnetze anhand der Ergebnisse aus (1) sowie weiterer relevanter Geoinformationen.

Die den Punkten (1) und (2) zugrundeliegenden Fragestellungen werden in dieser Habilitationsschrift auf folgende Art und Weise angegangen. Einführend widmet sich das Kapitel 2 einer eingehenden Betrachtung des Stands der stoffbezogenen Umweltbeobachtung in terrestrischen und marinen Systemen in Deutschland. Nachdem einleitend die systembedingten Unterschiede der räumlichen und zeitlichen Dynamik anthropogen emittierter Stoffkomponenten erläutert werden, erfolgt in den Kapiteln 2.1 und 2.2 die Darlegung der wichtigsten nationalen Umweltbeobachtungsaktivitäten terrestrischer und mariner Systeme. Anschließend werden die für das Verständnis des beschriebenen Methodentransfers relevanten geostatistischen (Kap. 3.1) sowie explorativ-statistischen Verfahren (Kap. 3.2) zusammenfassend dargestellt. Das unter dem Punkt (1) erwähnte erste Transferbeispiel ist danach Inhalt der Kapitel 4 und

5. So erfolgt vorab eine Aufarbeitung des Stands landschaftsökologischer Raumgliederungen in terrestrischen und marinen Systemen. Beschrieben werden dabei jeweils die zur Stratifizierung der Erdoberfläche / des Meeresgrunds berücksichtigten biotischen und abiotischen Merkmale sowie die zur Anwendung kommenden Klassifikationsmethoden, die sich in expertenbasierte und weitestgehend objektivistische Herangehensweisen unterscheiden lassen. Im Hinblick auf den terrestrischen Bereich ausführlich behandelt werden im Kapitel 4.1 für Deutschland und Europa mittels statistischer Entscheidungsbaumverfahren aus flächendeckenden Geoinformationen zur potenziell natürlichen Vegetation (pnV) sowie zu den abiotischen Faktoren Klima, Boden und Höhe abgeleitete landschaftsökologische Raumgliederungen (Hornsmann et al. 2008 a,b; Schröder et al. 2006). Diese umfassen auch Anwendungsbeispiele zur Planung und Analyse von Umweltdatenerhebungen. Das Kapitel 5 widmet sich anschließend der Anwendung des auf Entscheidungsbaumverfahren basierenden terrestrischen Landschaftsgliederungskonzeptes auf den erweiterten Bereich des Meeresgrunds der deutschen Nordsee. Nach einer kurzen Beschreibung der Datengrundlagen (Kap. 5.1) werden methodische Vorgehensweise und Ergebnisse (Kap. 5.2, 5.3) sowie Anwendungen der erarbeiteten Raumgliederung im marinen Umweltmonitoring erläutert (Kap. 5.4). Das Kapitel 5 schließt mit einer eingehenden Diskussion der erarbeiteten Raumgliederung hinsichtlich der verwendeten Daten und Methoden sowie der erzielten Ergebnisse (Kap. 5.5). Dies beinhaltet auch eine kritische Betrachtung der Anwendbarkeit des für den terrestrischen Bereich erarbeiteten Konzepts in den marinen Umweltwissenschaften. U.a. basierend auf der im Kapitel 5 beschriebenen marinen Raumgliederung erfolgt im Kapitel 6 die Anwendung von räumlichen Planungskonzepten der terrestrischen Umweltbeobachtung auf entsprechende marine Fragestellungen. Hierzu werden im Kapitel 6.1 verschiedene Planungs- und Repräsentanzkriterien vorgestellt, die im terrestrischen Umweltmonitoring entwickelt wurden. Am Beispiel eines terrestrischen Umweltmonitoringprogramms beschreibt das Kapitel 6.2 darauf folgend deren exemplarische Anwendung am Beispiel der im Moos-Monitoring 2005 durchgeführten Messnetzoptimierung. Entsprechend dieser Vorlage werden die zugrunde liegenden Methoden anschließend am Beispiel der deutschen Nordsee auf deren Anwendbarkeit überprüft und diskutiert (Kap. 6.3). Die Arbeit schließt mit einer Schlussfolgerung über die geschilderten Übertragungsbeispiele und gibt einen zusammenfassenden Ausblick auf den Einsatz terrestrischer landschaftsökologischer Regionalisierungsverfahren und Planungskonzepte für zukünftige marine Umweltmonitoringstrategien (Kap. 7).

2 Umweltmonitoring in terrestrischen und marinen Ökosystemen

Die Erhebung von Daten über die Umweltkompartimente Flora und Fauna sowie Boden und Atmosphäre für terrestrische Systeme bzw. Sediment und Wasserkörper für aquatische Systeme ist Voraussetzung für die Quantifizierung und Bewertung des Stoffhaushalts terrestrischer und aquatischer Landschaften sowie der damit verbundenen Ökosystemfunktionen und –zustände. Gemäß des Positionspapiers zum Umweltmonitoring der Gesellschaft Deutscher Chemiker (GDCh) definiert sich (Umwelt)monitoring dabei als „... alle Arten der Beobachtung intersubjektiv wahrnehmbarer Systemzustände im Zeitverlauf. Beobachtungen können [dabei] akustisch, optisch, olfaktorisch oder taktil erfolgen und instrumentell unterstützt werden. Wenn die beobachteten Beziehungen zwischen Sachverhalten in Zahlen ausgedrückt werden, spricht man von Messungen.“ (GDCh 2007, S. 2). Die Erhebung von Umweltdaten kann dabei sowohl punktuell als auch flächenhaft mit Hilfe von Fernerkundungsverfahren erfolgen, wobei auf Basis der Ergebnisse von Satelliten- oder Luftbildauswertungen räumliche Strukturen z.B. in Form von Vegetationstypen abgegrenzt werden können (Xie et al. 2008). Die punktuelle Erhebung von Umweltproben und deren chemische Analyse steht im direkten Zusammenhang mit dem in dieser Arbeit behandelten stoffbezogenen Umweltmonitoring. Die Auswahl der zu beprobenden Standorte kann dabei emittentenbasiert (Erhardt et al. 1999) oder flächenorientiert (Schröder & Pesch 2010) erfolgen. Flächenorientierte Erfassungen von punktuellen Umweltdaten sind dabei meist auf die Erfassung der Hintergrundanreicherung von Stoffen innerhalb definierter Untersuchungsgebiete ausgerichtet. Entsprechende Messstandorte sollten dabei einen ausreichenden Abstand zu potenziellen Emittenten aufweisen (Pesch et al. 2007c).

Beim Umweltmonitoring lassen sich direkte und indirekte Ansätze unterscheiden. Direkte Ansätze untersuchen dabei die unmittelbare Einwirkung einer Umweltchemikalie auf ein Umweltmedium (z.B. Messung von Stoffkonzentrationen in Pflanzen oder Tieren), während indirekte Monitoringmethoden auf die ökologischen Folgen von Stoffanreicherungen in Boden, Luft und Wasser ausgerichtet sind (z.B. die Überwachung der Folgen des Klimawandels in Folge der erhöhten Emission von Treibhausgasen) (GDCh 2007). Beim stoffbezogenen Umweltmonitoring wird ferner zwischen Expositions- und Wirkungsmonitoring differenziert, wobei beim Expositionsmonitoring die „... Quantifizierung von Stoffgehalten in Umwelt- oder biologischen Proben zum Nachweis der Exposition eines Organismus gegenüber einer Chemikalie verstanden [wird].“ (GDCh 2007, S. 4). Die entsprechenden Stoffgehalte können dann als *Predicted Environmental Concentrations (PEC)* bezeichnet werden (Fränze & Jensen 2000). Derartige Expositionen können auf anthropogene (z.B. über industrielle Verbrennungsprozesse, Energiegewinnung) oder natürliche (z.B. über Vulkanausbrüche, Waldbrände) Emissionen in die Umwelt

zurückgeführt werden. Unterschieden werden können dabei organische (z.B. Persistente organische Verbindungen, Pestizide) und anorganische (z.B. Schwermetalle, Nährstoffe) Umweltchemikalien. Ob diese einen nachhaltigen Effekt auf die belebte Umwelt ausüben, ist abhängig von deren Dosis und der dadurch möglicherweise angezeigte Wirkung (z.B. in Form letaler oder kanzerogener Wirkung bei Organismen oder in Form von Eutrophierung, Versauerung bei Ökosystemen) (Hill 2010). Das Wirkungsmonitoring zielt somit auf einen Vergleich der mittels Expositionsmonitoring erhobenen Stoffkonzentrationen in Umweltproben mit definierten Wirkschwellen, die sich über Toxizitätstests im Gelände oder im Labor bestimmen lassen (GDCh 2007). Diese können dann nach Fränzle & Jensen (2000) als *Predicted No Effect Concentrations (PNEC)* bezeichnet werden. Die messtechnische Erfassung von Umweltchemikalien kann mit natürlichen und künstlichen Rezeptoren erfolgen. Betrachtet man die Stoffkonzentration in Organismen, so bezeichnet man dies in der Ökologie als Biomonitoring, wird speziell der Mensch betrachtet, wird von Human-Biomonitoring gesprochen (GDCh 2007).

Stoffbezogene Monitoringansätze unterscheiden sich von Monitoringmethoden, bei denen die akustische, optische, olfaktorische oder taktile Beobachtung des jeweiligen Sachbearbeiters eine wichtige Rolle spielt. Die Beobachtung von sich in der Umwelt zeigenden Sachverhalten erfolgt dabei unter Befolgung speziell dafür formulierter Anleitungen. Beispiele hierfür sind die Erfassung von pflanzenphänologischen Erscheinungen zur Beschreibung des klimainduzierten Auftretens ausgewählter Pflanzenphasen (Englert et al. 2008), die Erfassung der Vegetationsstruktur und –zusammensetzung zur Charakterisierung der Auswirkungen eutrophierend wirkender Substanzen in terrestrischen Ökosystemen (Brandes 1999; Jenssen & Hoffmann 2005) oder faunistische Erhebungen wie z.B. die Zählung von Seevögeln oder Meeressäugern (JNCC 2005; Walsh et al. 1995). Ferner zu nennen sind Beobachtungen über Schäden an Pflanzen, wie z.B. bei der Erfassung von Waldschäden im ICP Forests Programm. Hier werden in einem festgelegten Raster über Beobachtungen und Einschätzungen der Verlichtungs- und Vergilbungsgrade von Waldbäumen eine Einschätzung der Vitalität der jeweiligen Bäume und Bestände in Form einer Stufenskala vorgenommen (Fischer & Lorenz 2011).

Inhalt der folgenden Kapitel 2.1 und 2.2 ist eine Zusammenfassung der wichtigsten in Deutschland geplanten und durchgeführten Umweltmonitoringaktivitäten in terrestrischen und aquatischen Systemen. Da es das Ziel der Arbeit ist, den Nutzen terrestrischer Konzepte im marinen Umweltmonitoring darzulegen, sollen im Folgenden kurz die unterschiedlichen Emissionsquellen, Transportpfade und Depositionsarten von Umweltstoffen in terrestrischen und aquatischen (und dabei im speziellen in marinen) Systemen miteinander verglichen werden: So werden in terrestrischen Systemen Umweltchemikalien punktuell (z.B. in Form von Industrieanlagen, Kläranlagen oder privaten Haushalten), linienhaft (z.B. in

Form des Kraftfahrzeugverkehrs) oder flächenhaft (z.B. in Form von Deflation offener Flächen) in die Umwelt emittiert (Joumard 1999; Pacyna & Pacyna 2001; Pirrone et al. 2010). In Abhängigkeit von deren Gewicht und Oberflächenstruktur werden diese Stoffe dann über kürzere oder längere Distanzen transportiert, bevor sie in terrestrischen und aquatischen Systemen deponiert werden und sich dort in Organismen und im Boden / im Sediment anreichern können (EEA 2012). Werden organische oder anorganische Stoffe in die Atmosphäre emittiert, so werden Transportweg und -länge durch meteorologische Gegebenheiten sowie physikalische (z.B. Gewicht, Oberflächenstruktur) und chemische Eigenschaften des emittierten Stoffes bestimmt. Letztere können während des Transports z.B. über Partikelbildung und chemische Prozesse (z.B. Komplexbildung) verändert werden (Hill 2010). Bei der atmosphärischen Ablagerung der Stoffe differenziert man zwischen trockener (über gasförmige oder partikuläre Ablagerung), nasser (über den Niederschlag) sowie okkult (über Nebel und Wolken) Deposition (Gauger 2010; Gauger et al. 2008). Werden Umweltstoffe in aquatische Systeme eingetragen, so bestimmen auch hier chemisch-physikalische Zusammensetzung und raumzeitliche Dynamik des Gewässers sowie die Eigenschaften des jeweiligen Stoffes Transportlänge und -weg (Cziudaj 2005; Ilyina et al. 2006; Trepel & Kluge 2002). In marinen Systemen werden letztere v.a. über Vorfluter und Grundwasser aber auch durch militärische Aktivitäten, Verklappung und Marikultur sowie Emissionen aus dem Schiffsverkehr und der Erdöl- und Erdgasindustrie eingetragen (BMU 2012 a, b; Korotenko et al. 2012; SRU 2004). Aber auch atmosphärische Depositionen v.a. von Land emittierter Umweltstoffe in marine Systeme sind zu nennen. So wird nach HELCOM (2007) der Anteil an atmosphärisch eingetragenen Stickstoffverbindungen in die Ostsee über den Luftpfad auf ein Viertel des gesamten Stickstoff-Eintrags geschätzt. In marine Systeme eingetragene Umweltstoffe werden in Abhängigkeit von Meeresströmungen über kürzere oder längere Distanzen horizontal und vertikal transportiert, bevor sie sich in marinen Lebewesen anreichern oder im Sediment fixiert werden. Unabhängig von den Meeresströmungen ist die vertikale Ausbreitungsdynamik dabei jahreszeitlich verschieden. So treten besonders im Sommer ausgeprägte temperatur- und salinitätsbedingte vertikale Schichtungen auf, die den vertikalen Stofftransport behindern. In den Herbst- und Wintermonaten kommt es hingegen zu starken Durchmischungen der Wassersäule in Folge von meteorologischen Ereignissen (Loewe 2009; Nausch et al. 2012).

Im Folgenden werden die in Abhängigkeit der Umweltmedien Boden, Atmosphäre / Wasserkörper, sowie Biota vorhandenen Umweltmonitoringprogramme in Deutschland vorgestellt. Dabei wird differenziert zwischen terrestrischen Systemen (Kap. 2.1) sowie aquatischen Systemen (Kap. 2.2).

2.1 Terrestrische Ökosysteme

Stoffbezogene Umweltmonitoringprogramme in terrestrischen Ökosystemen werden in Deutschland auf Bundes- und Länderebene durchgeführt (Schröder et al. 2001). Auf nationaler und europäischer Ebene wird dabei z.T. angestrebt, entsprechende Aktivitäten hinsichtlich der verwendeten empirischen Methoden abzustimmen und zu harmonisieren, so dass länderübergreifende Datenauswertungen möglich sind (Harmens et al. 2010; Schröder & Pesch 2010; Schröder et al. 1996). Ökologische Folgen atmosphärisch eingetragener Umweltchemikalien in Böden werden in der Bodendauerbeobachtung (BDF; Huschek & Krengel 2004; Schilli et al. 2011) sowie bei der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE; BMVEL 2005) untersucht. In beiden Messnetzen wird die chemische Zusammensetzung des Bodens innerhalb definierter Erhebungsintervalle festgehalten. Die BZE fand diesbezüglich bislang zweimal statt, von 1987 bis 1993 sowie 2006 bis 2008 (BMVEL 2005). Umfassen die BDF derzeit 794 Standorte bundesweit (Kaufmann-Boll et al. 2011), so liegt die Anzahl an BZE Standorten gemäß des zugrunde gelegten 8 km x 8 km Rasters bei ca. 2000 Stichprobenpunkten (BMVEL 2005). Das BDF-Messnetz unterscheidet ferner in Basis- und Intensiv-Flächen. Bei letzteren werden auch atmosphärische Depositionen gemessen, um Bodenzusammensetzung und Lufteintrag miteinander korrelieren zu können. Die BZE ist im ICP Forests in europaweite Walddauerbeobachtungsaktivitäten eingebunden (BMVEL 2005). Sie wird dabei ergänzt durch zwei weitere Walddauerbeobachtungsprogramme, dem ICP Level I Programm, mit europaweit über 7500 Standorten (in Deutschland 424 Standorte) sowie dem ICP Level II Programm mit ca. 900 Standorten (in Deutschland 88 Standorte) (Fischer & Lorenz 2011). Werden in ersterem die Waldschäden in Form der Verlichtungs- und Vergilbungsgrade an Baumkronen in jährlichen Abständen von fachkundigen Bearbeitern innerhalb eines 16 km x 16 km Raster ermittelt, so ist das Level II Programm ein Dauerbeobachtungsprogramm für Waldökosystemtypen, in dem alle Waldkompartimente und Stoffeintragspfade kontinuierlich untersucht werden. Dies beinhaltet auch die Messung atmosphärischer Deposition mit Bulk Sammlern sowohl innerhalb der Bestände als auch in offenen Flächen bzw. Lichtungen. Ferner erfolgt die Untersuchung der Konzentration von Umweltchemikalien (z.B. Schwermetalle) in Biota, so z.B. in Blättern und Nadeln (Augustin et al. 2005). Eine integrierte Umweltbeobachtung wie im Fall des ICP Forest Level II Messnetzes findet auch an den innerhalb von Europa eingerichteten 44 Standorten (davon zwei in Deutschland) des ICP Integrated Monitoring statt (Kleemola & Forsius 2012). Die dabei über Messungen quantifizierten Merkmalsausprägungen umfassen alle Umweltkompartimente, hierunter auch Biota

Die Deposition atmosphärischer Stoffkomponenten wird in Bund- und Ländermessnetzen erfasst. Gauger et al. (2008) verwenden die entsprechenden Messdaten für die bundesweite Modellierung der Me-

tall- und Stickstoffdeposition im ICP Mapping and Modelling. Bundesweit werden atmosphärische Depositionen vom Umweltbundesamt (UBA) an derzeit acht Messstationen in Deutschland erhoben¹. Das Messnetz zielt dabei auf die Erfassung von Reinluftverhältnissen ab und ist in ein europaweites Messnetz eingebunden, deren Ergebnisse im European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) archiviert, ausgewertet und zur Validierung und Kalibrierung atmosphärischer Depositionsmodellierungen für Schwermetalle und Persistente organische Pollutants (POPs) (koordiniert durch MSC EAST in Moskau, Russische Föderation – (Ilyin et al. 2008) sowie für Stickstoff- und Schwefelverbindungen und Ozon (MSC East, Trondheim, Norwegen – Tarrasón et al. 2004) verwendet werden.

Erfassungen räumlicher und zeitlicher Trends der Anreicherung atmosphärisch deponierter Metalle, Stickstoff und persistenten organischen Schadstoffen (Persistant organic pollutants – POPs) in biologischen Medien finden in dem vom ICP Vegetation europaweit koordinierten Moos-Monitoring des Bundes und der Länder statt (Harmens et al. 2010, 2011b, 2012; Schröder & Pesch 2010; Schröder et al. 2009a). Dieses Messprogramm spielt im Hinblick auf die im Kapitel 4.1 beschriebenen Anwendungen landschaftsökologischer Raumgliederungen im terrestrischen Umweltmonitoring eine wichtige Rolle und soll daher hier näher beschrieben werden. Im Moos-Monitoring werden in Deutschland seit 1990 alle fünf Jahre die Konzentration an Metallen und seit 2005 auch an Stickstoff in ektohydren Moosen untersucht (Deutschland nahm am Moos-Monitoring 2010 nicht teil). Seit 2010 erfolgt in anderen europäischen Staaten ebenfalls die quantitative Bestimmung von POPs (Harmens et al. 2011a; 2013). Ein wesentliches Ziel des Moos-Monitorings ist die Analyse räumlicher und zeitlicher Trends der Metallakkumulation und Stickstoffanreicherung in terrestrischen Ökosystemen. Da Moose eine große spezifische Oberfläche haben und trocken oder nass deponierte Metalle über mehrere Jahre ohne physiologische und strukturelle Veränderungen akkumulieren, eignen sie sich besonders gut als natürliche Messrezeptoren für die atmosphärische Deposition. Die Bestimmung der Metallanreicherung in den Moosen besitzt zudem enorme finanzielle Vorteile gegenüber technischen Verfahren zur Quantifizierung von atmosphärischen Metalleinträgen.

¹ <http://www.umweltbundesamt.de/luft/luftmessnetze/ubamessnetz.htm> (Stand 10.05.2013)

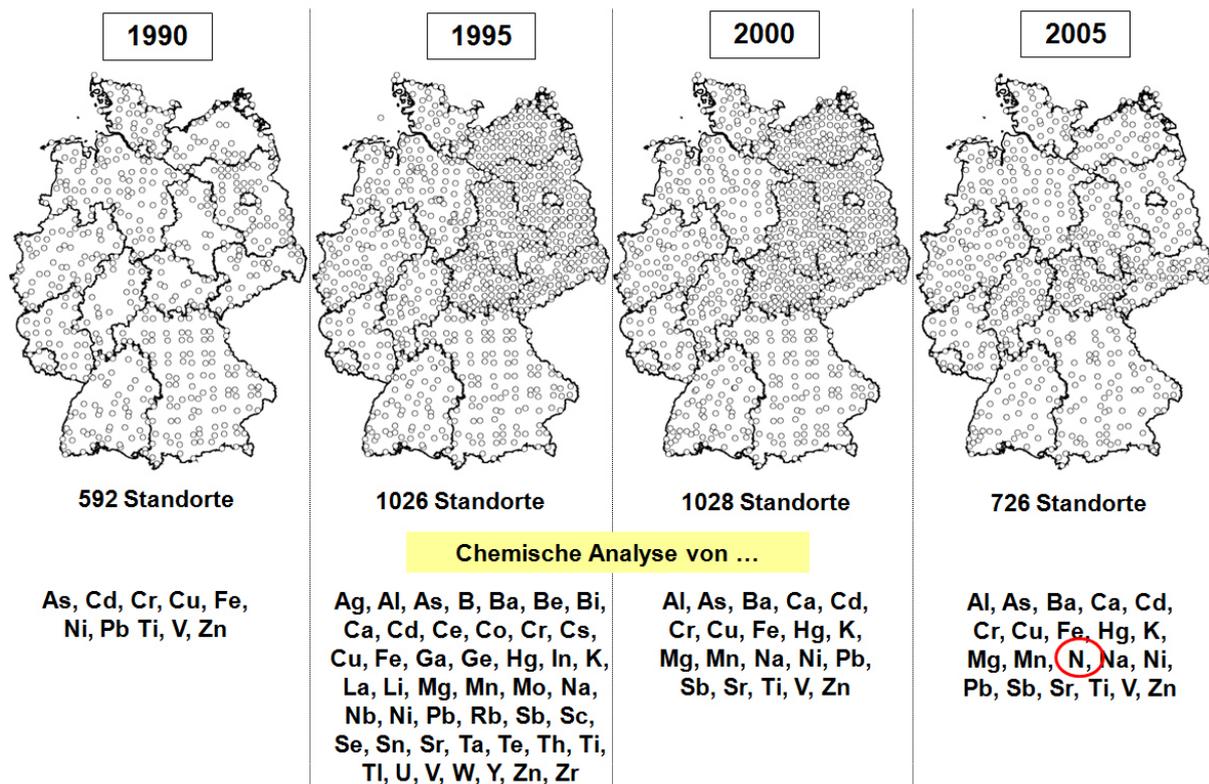


Abbildung 2.1.1: Messnetzverteilung in den Moos-Monitoring Kampagnen 1990, 1995, 2000 und 2005 inkl. chemisch analysierter Stoffe in den Moosproben (eigene Darstellung)

Da die im Moos-Monitoring verwendeten Moosarten besonders im skandinavischen Raum weit verbreitet und in ausreichenden Mengen vorkommen, wurden in Skandinavien bereits 1980 und 1985 erste Staaten übergreifende Projekte umgesetzt, seit 1990 erfolgt das Moos-Monitoring in mindestens 21 europäischen Staaten zeitgleich alle fünf Jahre (Harmens et al. 2010). In Deutschland wurde das Moos-Monitoring 1990 (592 Standorte), 1995 (1026 Standorte), 2000 (1028 Standorte) sowie 2005 als Umweltforschungsplan-Vorhaben durchgeführt. Ferner erfolgten zusätzliche Probenentnahmen im Rahmen von Regionalstudien zum Vergleich der Konzentrationen von Metallen und Stickstoff in Moosen, die in primär industriell sowie agrarisch geprägten Regionen gesammelt wurden (Schröder et al. 2007b, 2008b). In der Kampagne 2005 wurden an 726 Standorten Moose entnommen (Pesch et al. 2007c), wobei die Beprobung des Rotstengelmoores *Pleurozium schreberi* (*P.s.*) höchste Priorität hatte; es folgten abgestuft das Grünstengelmoores *Scleropodium purum* (*S.p.*) und das Zypressen-Schlafmoos *Hypnum cupressiforme* (*H.c.*). Die Auswahl an Moosarten sowie die genaue Vorgehensweise bei der Entnahme der Moosproben, deren Lagerung und Analyse sind einer bundesweiten Richtlinie zu entnehmen (Schröder & Pesch 2010; Schröder et al. 2009a). Diese ist aus einer europaweiten Richtlinie (Harmens et al. 2006) den besonderen administrativen und vegetationskundlichen Bedingungen in

Deutschland angepasst. Europaweit Verwendung findet zudem Moos-Referenzmaterial M2 und M3 (Steinnes et al. 1997), das der Analyse der Vergleichbarkeit der in den einzelnen Ländern durchgeführten chemischen Elementbestimmungen dient. Die Ergebnisse der Qualitätskontrolle im europaweiten Moos-Monitoring 2005 dokumentieren Harmens et al. (2010, 2011b), wobei sowohl für die Metalle wie auch für Stickstoff zufrieden stellende Ergebnisse festzuhalten sind. Dies bezieht die in Deutschland durchgeführten Qualitätskontrollen mit ein (Schröder et al. 2009a). Zur Gewährleistung der Absicherung von zeitlichen Trends fanden bislang in jeder Kampagne Analysen der Messdatenvergleichbarkeit mit Hilfe von Rückstellproben statt (Pesch et al. 2007c). Die Abbildung 2.1.1 gibt die Messnetzverteilung des Moos-Monitoringmessnetzes seit 1990 inkl. einer Auflistung der analysierten Stoffgehalte in den Moosen wider.

Die Messdaten der Kampagnen 1990, 1995, 2000 und 2005 wurden mit geostatistischen sowie multivariat-statistischen Techniken analysiert und die Ergebnisse in mehreren Arbeiten publiziert. So präsentieren Pesch & Schröder (2005) sowie Schröder & Pesch (2004a, b, c) die flächenhafte Verallgemeinerung der Gehalte von 12 Metallen mit geostatistischen Verfahren und aggregieren die in den Moosen gemessenen Stoffgehalte zu Indikatoren für regionale Akkumulationsstrukturen mit clusteranalytischen Verfahren. Ergänzend hierzu berechnet Pesch (2003) einen Multi-Metall-Index über acht bzw. zwölf Metalle mit einem perzentilstatistischen Ansatz. Dieser nimmt Werte von 1 (geringe Metallakkumulation) bis 10 (hohe Metallakkumulation) an und ermöglicht die kartografische Darstellung räumlicher und zeitlicher Trends der Metallakkumulation. Die Anwendung dieser Methodik erfolgte auch für andere europäische Staaten, wie z.B. für Frankreich (Holy et al. 2009a) und wurde der Beschreibung der Exposition von Natura 2000 Gebieten hinsichtlich atmosphärisch eingetragener Metalle zugrunde gelegt (Schröder et al. 2010d). Mit dem Multi-Metall-Index wurden zudem Hot Spots für die Bioakkumulation von Metallen in terrestrischen Ökosystemen identifiziert (Pesch & Schröder 2006a), die bei der Optimierung des Moos-Monitoring-Messnetzes eingesetzt wurden (Pesch et al. 2007b, 2008c). Die Optimierung des Moos-Monitoring-Messnetzes bildet im Rahmen dieser Arbeit die Vorlage für potenzielle Messnetzplanungen im marinen Bereich (Kap. 6). Weitere Arbeiten beschäftigen sich mit der bi- und multivariat-statistischen Evaluierung der Stoffgehalte in den Moosen (Kleppin et al. 2008a; Pesch & Schröder 2006b, c, 2010; Pesch et al. 2007e, 2008d). Die Arbeiten wurden durch bundeslandspezifische und europaweite Analysen ergänzt (Holy et al. 2010; Kaltz et al. 2010; Mohr et al. 2009; Schröder et al. 2008a, c, 2009b, 2010a, b, 2012). Die Ergebnisse dieser Analysen führten zu neuen Erkenntnissen über den statistischen Zusammenhang zwischen atmosphärischer Deposition sowie der Metall- und Stickstoffanreicherung in Moosen. Regressions-Kriging ermöglichte durch die Kombination von Mooskonzentrationen und

modellierten Depositionen die räumlich hoch aufgelöste Kartierung der Cd-, Pb- und Stickstoffdeposition in Europa (Schröder et al. 2010c, 2011a, b).

2.2 Aquatische Ökosysteme

Nach Bund- und Länderinteressen und -zuständigkeiten ausgerichtete stoffbezogene Umweltmonitoringaktivitäten in Deutschland sind auch für aquatische Ökosysteme festzuhalten. Auch hier ist eine Einbindung in entsprechende internationale Programme und Projekte der Fall. Zur Erfassung des atmosphärischen Stoffeintrags in limnische Systeme dient z.B. das ICP Waters (Skjelkvåle et al. 2005). Hier werden innerhalb von nationalen Aktivitäten (23 Länder innerhalb von Europa und Nord Amerika) Stoffkonzentrationen v.a. zu versauernd wirkenden Substanzen aber auch Schwermetallen in stehenden und fließenden Gewässern kontinuierlich gemessen und auf räumliche und zeitliche Trends analysiert (Skjelkvåle et al. 2003). Vorgaben zur Durchführung eines stoffbezogenen Umweltmonitorings in limnischen Systemen erfolgten im Hinblick auf die Mitgliedsstaaten der EU ferner im Rahmen der Umsetzung der EU-WRRL (EU-Wasserrahmenrichtlinie) (LAWA 2006). Diese sieht ein dreistufiges Konzept der Überwachung von Oberflächengewässern und Grundwasser in Deutschland anhand bestehender Umweltmessnetze der Länder vor. Das Konzept sieht folgende drei Messnetzstrukturen vor (LAWA 2006): (1) Überblicksüberwachung, (2) Operative Überwachung sowie (3) Überwachung von Oberflächengewässern zu Ermittlungszwecken. Die Überblicksüberwachung entspricht dabei einer großräumigen Kontrolle von Veränderungen der biologischen und chemischen Gewässerqualität in Folge langfristiger Veränderungen durch natürliche und anthropogene Einflüsse und erfolgt in einem fest installierten Messnetz. Gezielt werden dabei eine Einstufung des jeweiligen Wasserkörpers und die Analyse zeitlicher Trends ausgewählter Stoffkomponenten in diesen vorgenommen. Die Überblicksüberwachung umfasst Flusseinzugsgebiete (Fläche < 2.500 km²), die 15 deutschen Messstellen des EG-Informationsaustausches von Oberflächensüßwasserdaten sowie größere Seen und Sammelbecken (Fläche > 10 km²). Ferner werden bedeutende grenzüberschreitende Gewässer überwacht (Blondzik et al. 2004). Laut Arle et al. (2010) lag die Anzahl der durch die Bundesländer eingerichteten Messstellen 2010 bei 290 Standorten für Fließgewässer, 67 Standorten für Seen, fünf Standorten für Übergangsgewässer sowie 32 Standorten für Küstengewässer. Für die Grundwasserkörper Deutschlands haben die Länder laut Arle et al. (2010) 5682 Überblicksmessstellen eingerichtet, ferner 8960 Messstellen zur Überwachung des mengenmäßigen Zustands (z.B. hinsichtlich einer Veränderung des Grundwasserflurabstands). Die untersuchten Komponenten in Oberflächengewässern umfassen biologische (z.B. Phytoplankton, Fische), hydromorphologische sowie physikalisch-chemische (Nährstoffe, Versauer-

rungszustand, organische und anorganische Schadstoffe) Komponenten. Der chemische Zustand des Grundwasserkörpers wird durch die Merkmale Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Nitrat und Ammonium sowie organische und anorganische Schadstoffe bestimmt.

Die EU-WRRL bezieht die Übergangsgewässer sowie den unmittelbaren Küstenbereich mariner Bereiche mit ein (EU 2000). Ausschließlich auf die marinen Regionen der EU ausgerichtet, bildet die EU-MSRL gewissermaßen das Pendant zur EU-WRRL. Auch bei dieser Richtlinie wird ein guter Umweltzustand (bis 2020) angestrebt, es werden Umweltziele definiert, die über Maßnahmenprogramme umgesetzt und deren Erfolg mit Hilfe von Monitoringmaßnahmen überwacht werden sollen (Krause et al. 2012). Die MSRL soll dafür einen Rahmen vorgeben. Bislang wurden in Deutschland die Anfangsbewertung der deutschen Nord- und Ostsee (BMU 2012a, b), die Definition eines Guten Umweltzustands (BMU 2012c, d) sowie die Festlegung darauf ausgerichteter Umweltziele (BMU 2012e, f) umgesetzt. Differenziert wird dabei nach physikalisch-chemischen Merkmalen, Lebensraumstrukturen (Biotoptypen) und biologischen Merkmalen (Meeressäuger, Seevögel, Fische, Phyto- und Zooplankton, Algen, Makrophyten und das Makrozoobenthos) (BMU 2012a, b). Zu jedem der genannten Merkmale werden in dem seit 1980 laufenden Bund-Länder-Messprogramm (BLMP) für die Nord- und Ostsee Monitoringaktivitäten des Bundes und der Küstenbundesländer koordiniert und zusammengeführt (BLMP 2012). Dies schließt die Aspekte der chemisch-analytischen Qualitätskontrolle wie die Vergleichbarkeit der aus den unterschiedlichen Einrichtungen kommenden Messdaten ein (Schilling 2012). Ferner werden Methodenhandbücher veröffentlicht, die über Überwachungsanforderungen, z.B. im Hinblick auf internationale Verpflichtungen Deutschlands (wie z.B. gegenüber der Oslo-Paris-Konvention (OSPAR) für die Nordsee sowie der Helsinki Kommission (HELCOM) für die Ostsee), Messkonzepte (inkl. räumliche Verortung der Messstellen), Bewertungsverfahren und Qualitätssicherung informieren (z.B. BLMP 2010, 2011). Für das in dieser Arbeit behandelte stoffbezogene Monitoring sind die Monitoring-Kennblätter Nährstoffe - Hydrochemie (BLMP 2011) sowie Schadstoffe (BLMP 2010) zu nennen. Für Nährstoffe (z.B. Phosphat, Nitrat, Ammonium) werden im BLMP insgesamt 101 Messstationen durch das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR) und den Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) mindestens einmal jährlich auf Nährstoffe beprobt (BLMP 2011, Abb. 1). In der Ostsee werden Nährstoffe durch das Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW), das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) und das LLUR an 83 Stationen erhoben (vgl. BLMP 2011, Abb. 2). Die Erhebung von Daten zu Schadstoffen wie Schwermetallen und organischen Verbindungen in den Sedimenten der Nordsee werden an 70 Standorten dokumentiert (s. Abb.

2.2.1 – vgl. BLMP 2010, Abb. 3²⁾, in der Ostsee an 37 Standorten (BLMP 2010, Abb. 7). In der Wassersäule werden in der Nordsee an 95 Stationen anorganische und organische Schadstoffe gemessen (vgl. BLMP 2010, Abb. 4), in der Ostsee an 21 Stationen (BLMP 2010, Abb. 8). Im Hinblick auf Schadstoffakkumulationen in Biota werden keine Messstationen, sondern Flächen wiedergegeben, innerhalb derer entsprechende Untersuchungen durchgeführt werden sollten. In der Nordsee sind hierfür sechs Flächen dokumentiert, in der Ostsee fünf (BLMP 2010, Abb. 1, 6). Die BLMP (2010, 2011) dargestellten Messnetze vermitteln den Eindruck einer flächendeckenden Abdeckung in den jeweiligen Untersuchungsgebieten. Eine genauere Erläuterung der Gründe für die Auswahl der Messstationen wird nicht gegeben.

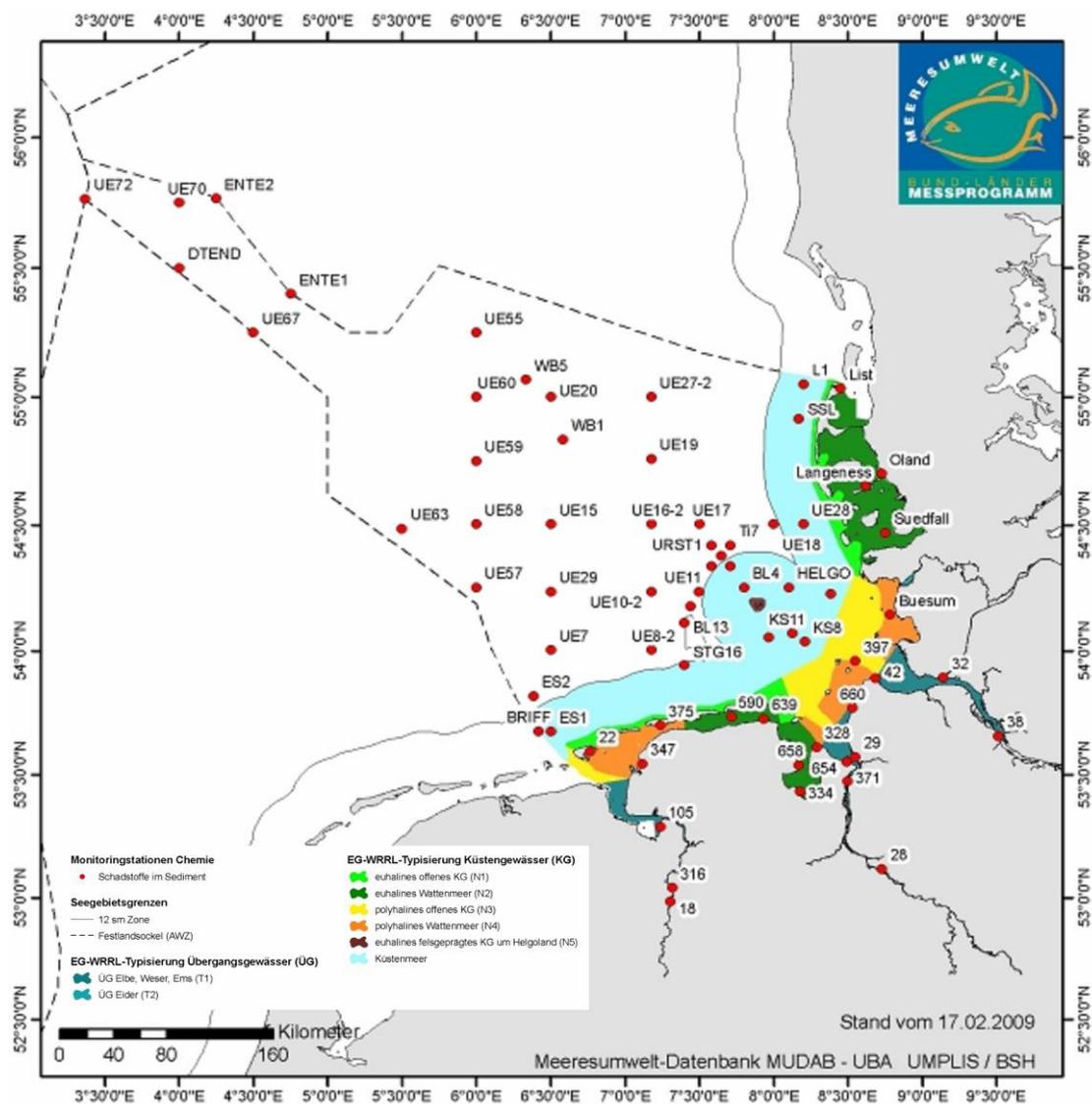


Abbildung 2.2.1: Messnetz für die Erfassung von Schadstoffen im Sediment innerhalb der deutschen Nordsee (BLMP 2010, Abbildung 3, verändert)

² In BLMP (2010) werden keine quantitativen Angaben zu Messstationen gemacht. Die hier aufgeführten Angaben sind daher aus den jeweiligen Abbildungen abgezählt worden.

Die durch Bund und Länder erhobenen Umweltdaten werden in der Meeresumweltdatenbank (MUDAB) des BSH archiviert. Darüberhinaus existieren weitere marine Datenbanken, in denen Messdaten anderer datenerhebender Institutionen archiviert werden. Ein Beispiel hierfür ist eine marine Geodatenbank, die im Rahmen eines vom BMBF geförderten Forschungsvorhabens zwischen 2002 und 2005 entwickelt wurde (Schlüter et al. 2006). Die Datenbank enthält alleine 162913 Messdatensätze zu abiotischen Kenngrößen (v.a. Temperatur, Salinität, Nährstoffe, gelöster Sauerstoff,) für die gesamte Nordsee und entsprechende 86058 Datensätze für die Ostsee (Schröder et al. 2005) (Abbildung 2.2.2). Hierbei muss beachtet werden, dass Messungen zu allen abiotischen Merkmalen nicht an allen dargestellten Standorten aufgenommen wurden und pro Standort meist mehrere Tiefenzonen beprobt wurden. Ferner wurden pro Standort nicht über den gesamten Erhebungszeitraum von 26 Jahren (1976 bis 2002) Daten erhoben, sondern es werden oftmals nur einzelne Messzeitpunkte abgebildet. Die in der Abbildung 2.2.2 dargestellten Messdatensätze bilden eine Basis für die in den Kapiteln 5 und 6 beschriebenen Anwendungen landschaftsökologischer Methoden im marinen Bereich.

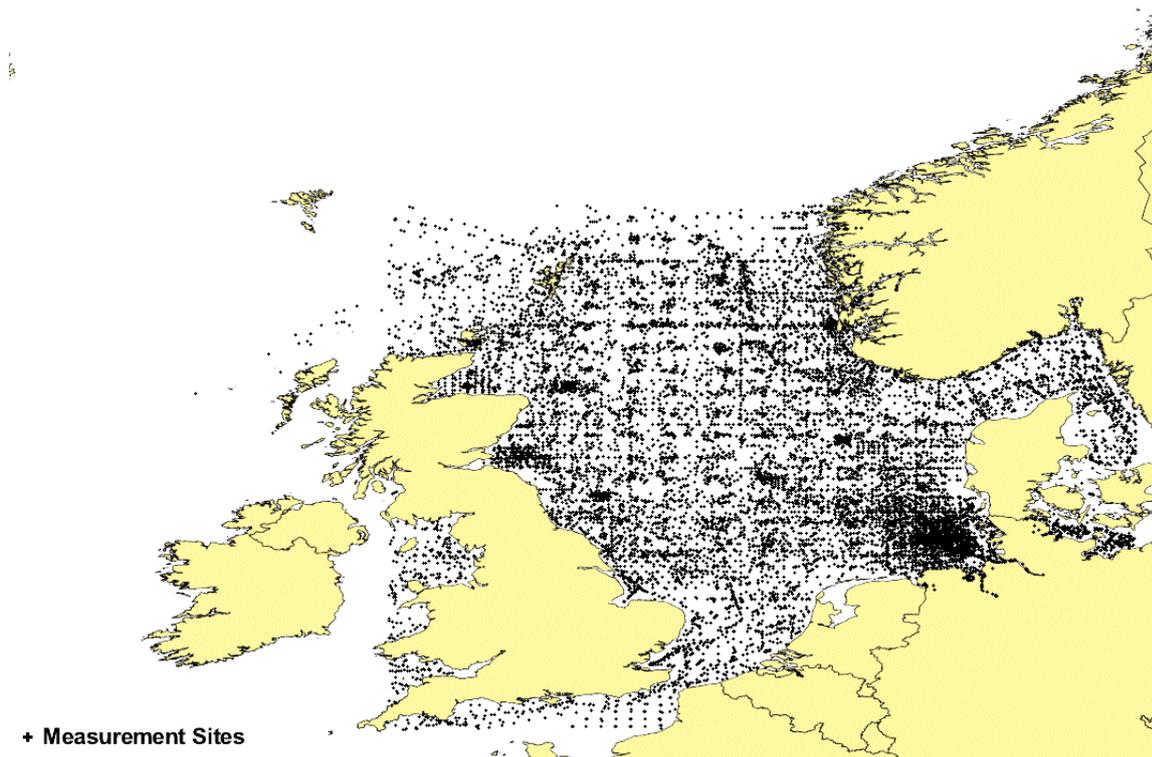


Abbildung 2.2.2: Vorliegende Messdatensätze innerhalb der MarGIS-Messdatenbank über die Kenngrößen Temperatur, Salinität, Nährstoffe (v.a. Ammonium, Nitrat, Phosphat, Silikat) sowie gelöster Sauerstoff (eigene Darstellung)

3 Methodische Grundlagen

Die dieser Arbeit zugrundeliegenden statistischen Verfahren werden im Folgenden kurz zusammengefasst. Die Grundkonzeption der in den Kapiteln 3.1 (Geostatistische Verfahren) und 3.2 (Explorativ-statistische Verfahren) ausgeführten Beschreibungen basiert auf Schröder et al. (2005, S. 20 – 25 sowie 40 - 43) sowie v.a. Pesch et al. (2007c, S. 37 - 44). Die Ausführungen dienen dem Verständnis des in dem Kapitel 4 behandelten Forschungsstands zu landschaftsökologischen Raumgliederungen und der in Kapitel 5 beschriebenen Übertragung entsprechender terrestrischer Konzepte in den marinen Bereich. In Ergänzung zu den ausgeführten statistischen Methoden basiert die Methodologie der Arbeit auch auf Geoprozessierungsroutinen, so wie sie in den Programmen ArcView 3.3 und ArcGIS 10.0 zur Verfügung stehen. Die damit in Verbindung stehenden Methoden (z.B. Verschneidungsalgorithmen, Map Algebra) sind nicht Teil dieses Kapitels, werden aber an geeigneter Stelle in den Kapiteln 4, 5 und 6 erwähnt.

3.1 Geostatistische Verfahren

Einen wesentlichen methodischen Baustein der in dieser Arbeit vorgestellten Fallstudien bilden geostatistische Verfahren (Goovaerts 1999; Hengl et al. 2003, 2004; Kumar et al. 2007). Die Geostatistik geht zurück auf die Arbeiten des südafrikanischen Bergbauingenieurs Daniel G. Krige, der ausgehend von punktuellen Bohrerergebnissen eine möglichst verlässliche Schätzung der unterirdischen Verteilung von Erzvorkommen anstrebte. Die von ihm entwickelten methodischen Ansätze wurden in den fünfziger und sechziger Jahren des letzten Jahrhunderts von dem französischen Mathematiker Georges Matheron mathematisch formalisiert und zur Theorie ortsabhängiger, regionalisierter Variablen weiterentwickelt (Matheron 1971). Da ökologische Phänomene und ihre Randbedingungen oftmals räumlich differenziert ausgeprägt sind, führen Fränze & Killisch (1980) die Geostatistik in die deutschen Umweltwissenschaften ein. Bei der Theorie regionalisierter Variablen werden räumlich verortete Ausprägungen eines metrisch skalierten Merkmals als Realisierungen einer Zufallsfunktion angesehen. Dabei wird angenommen, dass diese Realisierungen in einer räumlichen Abhängigkeit zueinander stehen. Räumlich abhängig meint, dass sich Messwerte dicht beieinander liegender Standorte ähnlicher sind als Messwerte weiter entfernt liegender Standorte. Diese auch als räumliche Autokorrelation bezeichnete Annahme wird in der Geostatistik mit der Variogramm-Analyse überprüft. Nur wenn eine räumliche Autokorrelation der Messwerte nachgewiesen werden kann, ist die weiterführende Verwendung des Datensatzes zur Durchführung von Flächenschätzungen statistisch begründet. Dies unterscheidet geostatistische Inter-

polationsverfahren von deterministischen Ansätzen wie der *Inverse Distance Weighted Methode (IDW)* bei der die räumliche Schätzung zwar auch mathematisch formalisiert ist, wesentliche Eingangsgrößen aber vom Anwender festgelegt werden müssen.

Variographie. Der erste Schritt der Variogramm-Analyse ist die Berechnung eines experimentellen Variogramms aus einer räumlichen Verteilung punktuell gemessener Werte eines metrisch skalierten Merkmals. Dabei werden in einem ersten Schritt aus allen vorliegenden Messpunkten Messpunktpaare gebildet, gefolgt von der Eingruppierung der derart gebildeten Messpunktpaare in definierte Distanzintervalle oder Distanzklassen. Basierend auf den an den Messpunkten quantifizierten Merkmalsausprägungen wird anschließend für jedes der gebildeten Intervalle die Hälfte der quadrierten Messwert-Differenzen über alle Probenpaare pro Distanzintervall berechnet. Die derart berechneten Semivarianzen werden dann in einem Koordinatensystem gegen die Distanz aufgetragen und ergeben dann ein experimentelles Variogramm (Olea 1999, Webster & Oliver 2001). Zu beachten ist, dass die experimentellen Variogramme nicht nur nach Distanzintervallen, sondern auch auf Basis von Richtungsintervallen gebildet werden können. Dadurch können sog. Anisotropien oder Richtungsabhängigkeiten ermittelt werden, wodurch z.B. der Einfluss topografischer Strukturen auf die Ausprägung einer gewählten Stoffkomponente berücksichtigt werden kann. Ein wichtiges Hilfsmittel zur Ermittlung von Anisotropien sind Variogramm-Karten, die in der vorliegenden Arbeit für die Berechnung von Karten über abiotische Standortfaktoren im Bereich der deutschen Nordsee angewendet werden. Eine entsprechende detaillierte Erläuterung dieser Methodik ist daher dem Kapitel 5.2 zu entnehmen.

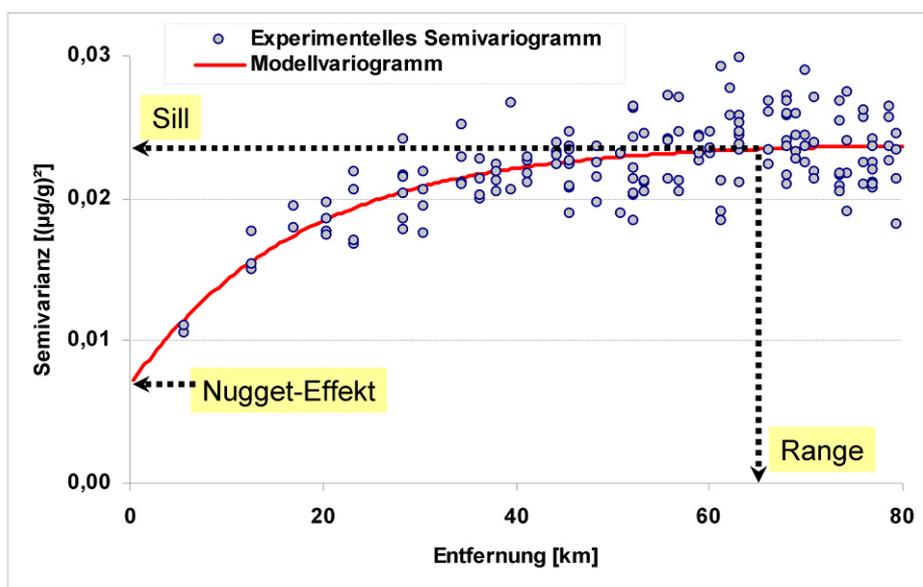


Abbildung 3.1.1: Kenngrößen der Variogramm-Analyse (aus Pesch et al. 2007c, S. 38)

Für die nachfolgende Kriging-Schätzung muss dem experimentellen Variogramm ein geeignetes Modellvariogramm angepasst werden. Hierfür existieren unterschiedliche mathematische Modellfunktionen, von denen vor allem das sphärische und das exponentielle Modell häufig Verwendung finden. Die Anpassung eines Modellvariogramms an ein experimentelles Variogramm kann interaktiv oder automatisiert erfolgen, letzteres z.B. in Form der Methode der kleinsten Quadrate. Aus dem Modellvariogramm lassen sich drei für die Flächenschätzung mit Kriging wichtige Schlüsselgrößen ableiten: Range, Sill und Nugget-Effekt (Abb. 3.1.1). So wird die maximale räumliche Aussagekraft der punkthaften Messwerte in Form des Ranges (oder der Reichweite) aus der Projektion des Scheitelpunkts der Modellvariogrammkurve auf die Distanzachse abgebildet. Innerhalb dieses Bereiches ist eine Interpolation zwischen Messpunkten statistisch sinnvoll. Der Range gibt demzufolge die maximale Ausdehnung des Suchfensters in der nachfolgenden Kriging-Interpolation wieder. Die dem Range zugeordnete Semivarianz wird als Sill bezeichnet. Beim Vorliegen starker Messwertvariabilitäten benachbarter Messpunkte und/oder dem Vorhandensein von Messfehlern kann es sein, dass das Modellvariogramm die Ordinate oberhalb des Ursprungs des Koordinatensystems schneidet. Der Abstand zwischen Schnittpunkt und Ursprung wird dann als Nugget-Effekt bezeichnet. Die Stärke des Nugget-Effekts kann durch das Verhältnis von Nugget-Effekt zum Sill (Nugget-Sill-Ratio) ausgedrückt werden. Ist dieses Verhältnis 1, liegt ein reiner Nugget-Effekt und somit keine räumliche Autokorrelation vor (Pesch et al. 2007c). Das Nugget-Sill-Verhältnis ist eine Möglichkeit, die an die Variogrammanalyse anschließende Interpolation hinsichtlich deren Schätzgüte zu bewerten und spielt daher auch bei der Einschätzung der in Kapitel 5.2 vorgestellten geostatistisch berechneten Flächenkarten zu abiotischen Standortfaktoren und der darauf aufbauenden benthischen Lebensraumkartierung (Kap. 5.3) eine wesentliche Rolle.

Flächenschätzung. Im Anschluss an die variogrammanalytische Prüfung des Messdatensatzes auf räumliche Autokorrelation wird zur Regionalisierung der Punktwerte das Kriging-Verfahren angewendet. Je nach Annahmen über die Ausprägung der Zufallsfunktion im Raum existieren dabei unterschiedliche Kriging-Methoden. Das Ordinary-Kriging ist hierbei die am häufigsten verwendete Kriging Art, wobei der Mittelwert (oder Erwartungswert) der Zufallsfunktion an jeder beliebigen Stelle im Raum zwar als unbekannt aber auch als konstant angenommen wird. Kann dies aufgrund von Voranalysen und fachlichen Überlegungen nicht angenommen werden, so existieren Kriging-Varianten, die der Veränderlichkeit des Erwartungswertes (auch als Drift bezeichnet) Rechnung tragen. Ein Beispiel hierfür bildet das Universal Kriging, bei dem die Drift durch geeignete polynomische Trendflächenfunktionen modelliert und in den Kriging-Prozess integriert wird (Johnston et al. 2001). Die Modellierung der Drift kann auch mit Hilfe des statistischen Zusammenhangs zwischen der interessierenden gemessenen Zielvariable (z.B. Niederschlagswerte an Messstationen des Deutschen Wetterdienstes) und eines (oder mehrerer) flächende-

ckend quantifizierter Prädiktoren (z.B. die orografische Höhe) ermittelt werden. Das diesbezügliche Verfahren wird als Regressions-Kriging (Hengl et al. 2003, 2004; Odeh et al. 1995) bezeichnet (s. Kap. 5.6).

Neben dem oben erwähnten Nugget-Sill-Verhältnis kann die Güte des aus dem Kriging hervorgegangenen Schätzergebnisses auch mit Hilfe der Kreuzvalidierung erfolgen Olea (1999). Bei dieser wird nacheinander je ein Wert aus der Gesamtmenge der Messwerte entnommen und durch Kriging mit dem gewählten Modellvariogramm neu geschätzt. Die Differenzen zwischen den Mess- und Schätzwerten können anschließend durch geeignete statistische Kennzahlen beschrieben werden. Ein Beispiel hierfür ist der auf tendenzielle Unter- bzw. Überschätzungen hindeutende *Mean Error (Mittlere Fehler ME)*, der durch arithmetische Mittelwertbildung aller Kreuzvalidierungsdifferenzen berechnet wird und im Idealfall den Wert 0 annimmt. Der *Median Percental Error (Median der Prozentualen Fehler MPE)* ermöglicht ferner einen Vergleich unterschiedlicher Schätzkarten auf die Abweichung von Mess- und Schätzwerten. Die Beträge der Differenz zwischen gemessenem und geschätztem Wert werden dabei in Prozent angegeben und anschließend der Median über alle derart berechneten Prozentwerte gebildet. Olea (1999) schlägt den Korrelationskoeffizienten nach Pearson zwischen Mess- und Schätzergebnissen als Gütekennzahl vor. Alternativ kann auch der Korrelationskoeffizient nach Spearman C_s angewendet werden, da dieser keine bivariate Normalverteilung und keine lineare Abhängigkeit voraussetzt (Spearman 1904). Dieser ist im Idealfall 1. Andere Kreuzvalidierungskennzahlen wie auch detailliertere Beschreibungen der oben genannten Beispiel sind Schröder et al. (2005) sowie Pesch et al. (2007c) zu entnehmen.

Die für diese Arbeit durchgeführten Variogramm-Analysen, Kriging-Berechnungen und Kreuzvalidierungen wurden alle mit Hilfe der Erweiterung Geostatistical Analyst der Software ArcGIS (Versionen 9.0, 9.2, 9.3 sowie 10.0) des Environmental Systems Research Institute (ESRI) durchgeführt (Johnston et al. 2001, Kumar et al. 2007).

3.2 Explorativ-statistische Methoden

Neben geostatistischen Verfahren bilden explorativ-statistische Verfahren das zweite methodische Fundament der in den Kapiteln 4 und 5 erläuterten Ableitung landschaftsökologischer Raumgliederungen. Für das Aufdecken von Beziehungsmustern zwischen einer interessierenden Zielvariablen und einer oder mehreren Deskriptoren oder Prädiktoren stellt die explorative Statistik dabei eine große Auswahl an Methoden zur Verfügung. Im bivariaten Fall (eine interessierende Variable und eine beschreibende Variable) werden in Abhängigkeit des Skalenniveaus der zu verarbeitenden Daten gewöhnlich Korrela-

tionsanalysen (metrisches oder ordinales Skalenniveau) oder Kontingenztafeln (nominales Skalenniveau) eingesetzt. In beiden Fällen lässt sich der statistische Zusammenhang in Form von Koeffizienten (z.B. in Form des Korrelationskoeffizients nach Pearson oder Spearman (Artusi et al. 2002) für metrische bzw. ordinale Daten sowie des Cramers-V Koeffizient (Cramér 1946) für nominale Daten) fassen und über inferenzstatistische Methoden auf statistische Signifikanz überprüfen. Können die Korrelationskoeffizienten nach Pearson bzw. Spearman Werte zwischen -1 (maximaler negativer Zusammenhang) und +1 (maximaler positiver Zusammenhang) einnehmen, nehmen Zusammenhangsmaße wie der Cramers-V bei nominalen Daten Werte zwischen 0 (kein Zusammenhang) und 1 (maximaler Zusammenhang) an.

Entscheidungsbäume. Soll die interessierende Variable im Hinblick auf mehrere Deskriptoren assoziationsstatistisch untersucht werden, existieren auch hier in Abhängigkeit des Skalenniveaus der zu verarbeitenden Daten unterschiedliche Möglichkeiten. Im Vergleich zu verschiedenen regressionsanalytischen Ansätzen (z.B. lineare Regression) zeigen sich Entscheidungsbäume oder sog. *Decision Tree Models* dabei als besonders gut geeignet, auch gemischte Daten zu verarbeiten (Loh & Shih 1997; Suknovic et al. 2012). Deshalb sind sie zur Analyse ökologischer Daten prädestiniert und werden von Schröder (1989) in die deutschen Umweltwissenschaften eingeführt. Ziel derartiger Verfahren ist es, anhand der statistischen Beziehung zwischen einer Zielvariable und mehreren mit dieser in einem fachlichen Zusammenhang stehenden Prädiktoren ein Erklärungs- oder Vorhersagemodell für die interessierende Variable abzuleiten. Diese Vorhersagemodelle können dann z.B. für die Kartierung der Zielvariablen an solchen Orten angewendet werden, an denen zwar die Ausprägung der Prädiktoren bekannt ist, nicht aber die der Zielvariablen (prädiktive Kartierung). Es existieren unterschiedliche Entscheidungsbaumalgorithmen, von denen solche in dieser Arbeit Anwendung finden, die die Software SPSS 18.0 (inkl. des Moduls Answer Tree 3.1) zur Verfügung stellt: Classification and Regression Trees (CART - Breimann et al. 1984), Chi-square Automatic Interaction Detector (CHAID – Kass 1980) sowie Quick, Unbiased and Efficient Statistical Tree (QUEST – Loh & Shih 1997). Für eine eingehende mathematisch formalisierte Beschreibung dieser wie auch anderer Entscheidungsbaumalgorithmen sei an dieser Stelle auf Suknovic et al. (2012) verwiesen. Im Folgenden werden nur die wesentlichen Grundzüge erläutert.

Das Prinzip von Entscheidungsbaumverfahren wie CART, QUEST oder CHAID beruht auf der schrittweisen Segmentierung eines gegebenen Ausgangsdatensatzes mittels einer Abfolge von binären oder multiplen ‚Splits‘. Dabei wird der Ausgangsdatensatz in einem ersten Schritt in eine bestimmte Anzahl von Gruppen (Klassen, Knoten) aufgeteilt, die ihrerseits wiederum in Unter- oder Subgruppen aufgeteilt werden. Auf diese Art werden Dendrogramme berechnet, deren Verzweigungsgrad gewöhnlich durch

anwenderspezifische Voreinstellungen kontrolliert wird (z.B. in Form von kritischen Grenzwerten für die Anzahl von Objekten pro Klasse). Die Teilung erfolgt bei Entscheidungsbaumverfahren anhand der Merkmalsausprägungen der zur Verfügung stehenden Prädiktorvariablen. Dabei wird derjenige Prädiktor zur Aufteilung der Ausgangsdatenmenge (Wurzelknoten) sowie der daraus gebildeten Unterknoten herangezogen, welcher im Vergleich zu allen anderen Prädiktoren ein statistisches Zielkriterium optimiert. Dabei gehen das CART-, QUEST- und das CHAID-Verfahren unterschiedlich vor.

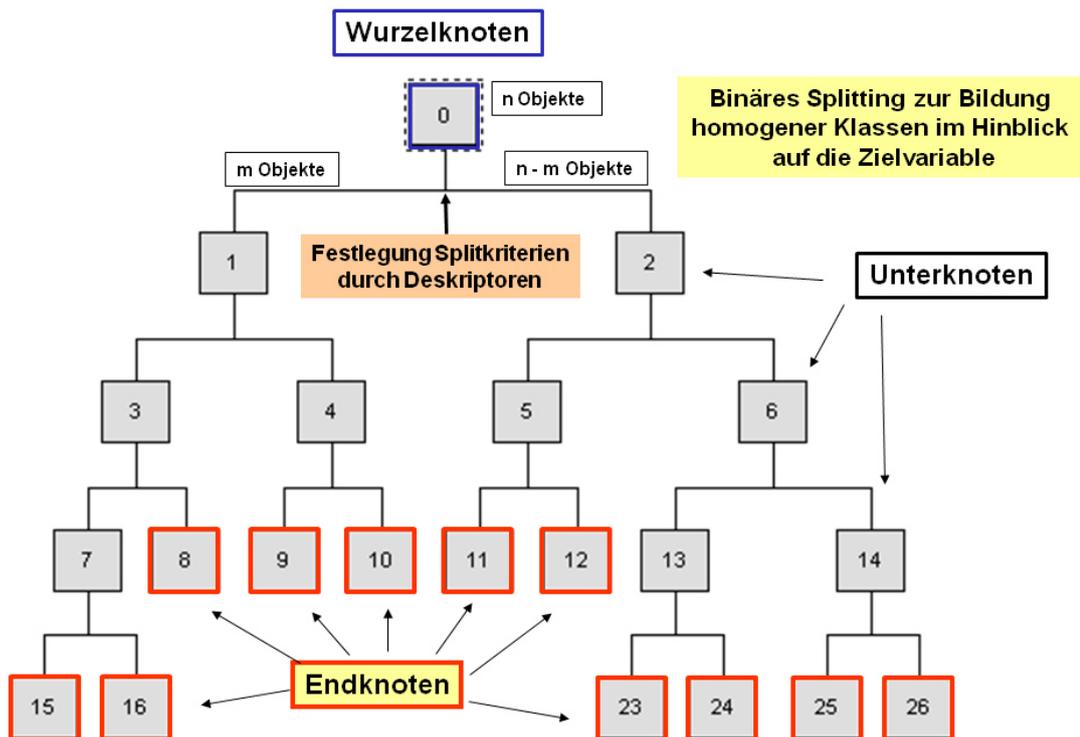


Abbildung 3.2.1: Funktionsschema des CART-Verfahrens (eigene Darstellung)

Die Vorgehensweise bei der Berechnung eines CART-Baums gibt die Abbildung 3.2.1 wieder. CART wählt aus allen beschreibenden Variablen denjenigen Prädiktor als Teilungs- oder Splitvariable aus, der den größten Zuwachs an Homogenität in Bezug auf die Ausprägung der Zielvariablen erreicht (Breimann et al. 1984). Beim CART-Verfahren werden ausschließlich binäre Untergruppen gebildet, und es können sowohl metrische, ordinale als auch nominale Daten ohne Skalentransformation verarbeitet werden. Die Bestimmung der gruppeninternen Homogenität erfolgt in Abhängigkeit der Skalenausprägung der Zielvariablen. Bei nominalem Skalenniveau wird häufig die Devianz oder der Gini-Index eingesetzt. Letzterer beträgt bei maximal homogenen Knoten 0 und bei maximal inhomogenen Knoten 1 (Steinberg & Colla 1995). Um die optimale Trennung bzw. den optimalen Split aus dem Datensatz abzu-

leiten, wählt CART dasjenige Trennkriterium, das von allen möglichen Partitionierungen den größtmöglichen Zuwachs an Homogenität herstellt. Diese auch als *Improvement* bezeichnete Maßzahl berechnet sich aus der Differenz z.B. der über den *Gini-Index* quantifizierten Homogenität des Ausgangsknotens und der Summe der an den relativen Anteilen der Unterknoten gewichteten Gini-Indizes der beiden Unterknoten. Bei metrisch skalierten Zielvariablen wird die Homogenität an der klasseninternen Varianz der Zielvariablen und das *Improvement* pro Split anhand der Verringerung der Varianz des Ausgangsdatensatzes in Bezug auf die Varianz der durch die Teilung gebildeten neuen Bauebene bestimmt (Breimann et al. 1984). Die Devianz berücksichtigt ebenfalls, dass möglichst nur Elemente mit einer bestimmten Ausprägung der Zielvariable in den Unterknoten angestrebt werden sollten, gewährleistet dabei aber auch, dass möglichst wenig verschiedene andere Merkmale der Zielvariablen in einer Klasse vorkommen (Schröder et al. 2006).

Im Vergleich zu CART müssen bei CHAID metrisch skalierte Prädiktoren im Vorfeld der Analyse in eine Ordinalskala überführt werden. Im Hinblick auf die Zielvariable können alle Skalentypen verarbeitet werden, wobei im Vergleich zu CART auch multiple Splits gebildet werden können. CHAID bemisst den Zusammenhang zwischen der Zielvariablen und den Prädiktoren mittels ausgewählter Verfahren der schließenden Statistik. Die Nullhypothese lautet jeweils: Es gibt keinen Zusammenhang zwischen der Zielvariable und der Prädiktorvariable. Die Berechnung der Irrtumswahrscheinlichkeit (p-Level) erfolgt dabei je nach Skalenniveau der Zielvariablen: Handelt es sich um eine kategoriale Zielvariable, so wird der χ^2 -Test nach Pearson verwendet. Bei metrisch skalierten Zielvariablen kommen ANOVA (Analysis of Variance) F-Tests zum Einsatz. Die Berechnung eines CHAID-Dendrogramms entspricht einer Abfolge von Zusammenfügungen und Zerlegungen: In einem ersten Schritt werden die kategorialen Ausprägungsstufen jedes Prädiktors in möglichst wenige, statistisch signifikant voneinander unterschiedliche Klassen zusammengelegt. Die derart aggregierten Prädiktorvariablen werden anschließend im Hinblick auf deren statistischen Zusammenhang mit der Zielvariable in eine Rangfolge gebracht, wobei derjenige Prädiktor mit dem kleinsten p-Level zur Unterteilung von Ausgangs- und Unterknoten herangezogen wird (Baltes-Götz 2004). Wie CHAID beruht auch das QUEST-Verfahren auf inferenzstatistischen Ansätzen. Allerdings unterscheidet sich das QUEST-Verfahren sowohl vom CART wie vom CHAID-Verfahren dadurch, dass ausschließlich für nominal skalierte Zielvariablen Entscheidungsbäume generiert werden können. Dabei muss im Falle einer multinominal skalierten Zielvariable diese vorab mit Hilfe des sog. *Two-Step-Cluster-Verfahren* in zwei ‚Super-Klassen‘ gruppiert werden (Suknovic et al. 2012). Die Auswahl des jeweils besten Prädiktors pro Split erfolgt auf Basis der Skalenausprägung der Prädiktorvariablen: Ist die Prädiktorvariable nominal skaliert wird der χ^2 -Test nach Pearson angewen-

det, bei metrisch skalierten Prädiktorvariablen kommen ANOVA F-Tests zur Anwendung. Wie CART bildet das QUEST-Verfahren ausschließlich binäre Splits.

In Abhängigkeit von durch den Anwender getroffenen Einstellungen (z.B. hinsichtlich der minimalen Anzahl an Fällen in den gebildeten Unterknoten sowie minimal zulässiger Homogenitätsverbesserungen bei CART) bzw. maximal zulässiger p-Werte bei CHAID und QUEST) verfügen die durch CART, CHAID und QUEST berechneten Dendrogramme über unterschiedlich tief gegliederte Äste, von denen jeder eine spezifische Prädiktorenkombination abbildet. Die Güte eines berechneten Entscheidungsbaums lässt sich durch die Berechnung der Fehlklassifikationsrate (für nominale Zielvariablen) bzw. den Anteil an erklärter Varianz (für metrische Zielvariablen) quantifizieren. Die Fehlklassifikationsrate entspricht dabei dem Verhältnis aller fehlklassifizierten Fälle (Objekte, die nicht der dominierenden Ausprägung der Zielvariablen in den jeweiligen Endknoten zuzuordnen sind) und der Gesamtanzahl der Ausgangsdatenmenge.

Clusteranalysen. Cluster-Verfahren sind strukturentdeckende Verfahren, die eine heterogene Stichprobe anhand von deren Merkmalsausprägungen in möglichst homogene Teilmengen (= Cluster, Klumpen) unterteilt (Mucha 1994). Die Gruppierung von n Objekten in möglichst homogenen Clustern verläuft bei Clusterverfahren automatisiert, d.h. gemäß ausgewählter mathematischer Algorithmen, wobei u.a. zwischen hierarchischen und partitionierenden Verfahren unterschieden wird. Während partitionierende Verfahren nur eine Klasseneinteilung (Partition) der Objekte berechnen, bilden hierarchische Clusterverfahren eine Folge von Partitionen, die z.B. in einem Dendrogramm dargestellt werden können (Mucha 1994). In dieser Arbeit kommt mit dem kMeans-Verfahren ein partitionierendes Verfahren zum Einsatz. Ausgehend von einer durch den Anwender festgelegten Startpartition, die durch eine ausgewählte Anzahl von Clustern sowie deren Clusterzentren (= Mittelwerte der Merkmalsausprägungen innerhalb der Cluster) beschrieben wird, werden dabei die Objekte zwischen den Clustern so lange verlagert, bis sich keine Verbesserung der Zuordnung der Objekte zu den Clustern mehr erreichen lässt (Backhaus et al. 2000). Dabei wird in einem ersten Schritt jedes Objekt demjenigen Clusterzentrum zugeordnet, das ihm am nächsten liegt. Dies wird für alle Objekte durchgeführt, wonach sich die erste Clusterpartition gebildet hat. In dem nächsten Schritt werden die Clusterzentren dieser n Cluster bestimmt und alle Objekte erneut dem jeweils nächsten Clusterzentrum zugeordnet. Dies wird so lange durchgeführt, bis keine Verlagerung der Objekte eine Minimierung der aufsummierten euklidischen Distanzen zur Folge hat. Partitionierende Clusterverfahren wie das in Kapitel 5.3 angewendete kMeans-Verfahren optimieren somit eine vorgegebene Anzahl von Cluster über die Minimierung der euklidischen Distanz aller Objekte zum jeweiligen Clusterzentrum.

Die in dieser Arbeit präsentierten Entscheidungsbaumanalysen wurden alle mit den Software-Produkten SPSS (Statistical Package for the Social Sciences, 2008 und früher), PASW (Predictive Analysis Software, zwischen 2009 und 2010) sowie IBM SPSS Statistics (seit 2011) durchgeführt. Ferner kam das SPSS Modul Answer Tree Version 3.1 zur Anwendung.

4 Landschaftsökologische Referenzsysteme für terrestrisches und marines Monitoring

Das Kapitel 4 widmet sich räumlichen biogeografischen Referenzsystemen im terrestrischen und marinen Kontext. Derartige Systeme stratifizieren den Raum in Klassen, die im Hinblick auf die Ausprägung abiotischer und biotischer Standortfaktoren relativ homogen sind, sich dabei aber im Vergleich zueinander möglichst deutlich voneinander unterscheiden. Ferner identifizieren sie repräsentative Ökosysteme / Ökosystemkomplexe für die Erfassung und Modellierung von internen und Systemgrenzen überschreitenden Stoff- und Energieflüssen und können als räumliche Bezugsgrundlage für statistische Auswertungen von Daten über den Zustand der Umwelt (Schröder & Pesch 2007; Hayes & Landis 2004) sowie für die Raumplanung und den Naturschutz (Haber 1990; Lourie & Vincent 2004; Urban 2000; Wiens 2009) verwendet werden. Landschaftsstrukturen sind Komplexindikatoren für die stofflichen und energetischen Randbedingungen, unter denen Ökosysteme funktionieren (Schröder et al. 2006). Aus diesem Grund sollte die räumliche Struktur von Umweltmessnetzen an den Landschaftsstrukturen orientiert und deren Messdaten mit den landschaftsökologischen Basisdaten verknüpft werden. Ein wichtiges Anwendungsfeld landschaftsökologischer Raumgliederungen bildet daher die in dieser Arbeit behandelte Planung von Umweltmessnetzen (Pesch et al. 2007b, 2008c).

Bevor im Einzelnen auf verschiedene Aspekte terrestrischer und mariner Raumgliederungen eingegangen wird, soll kurz auf die für landschaftsökologische Raumeinheiten in der Literatur verwendeten Begrifflichkeiten eingegangen werden. So findet sich hierfür eine große Begriffsvielfalt, wobei Begriffe sowohl synonym, dann aber wiederum nach Anwendungsbezug verwendet werden. Dies berücksichtigt auch skalenabhängige und methodisch bedingte Unterschiede. So lässt sich der Begriff Landschaft sowohl ganzheitlich-ästhetisch sowie auch, wie von Troll (1950), Leser (1997) und Neef (1967) interpretiert, als kausalanalytisch-genetisch interpretieren (Steinhardt et al. 2012). Letztere Interpretation definiert die Landschaft als „...einen durch einheitliche Struktur und gleiches Wirkungsgefüge geprägten konkreten Teil der Erdoberfläche“ (Neef 1967, S. 36). Derartige Geosysteme stellen „... eine Vielzahl mehr oder weniger komplexer, offener Systeme“ dar, die sich „... durch ihre Lage, die Zahl und räumliche Anordnung ihrer Elemente, sowie durch deren Verknüpfungen (Relationen) ...“ charakterisieren lassen (Fränze 1971, S. 297). Troll (1939, 1950) begreift die Landschaft als eine Aggregation von belebten Ökotopten bzw. flächenhaft ausgebildeten Ökosystemen zu einem einheitlichen Gebilde. Das Ökotopt bildet hierbei die kleinste landschaftsökologische Raumeinheit. Die größte Einheit wird in den Geowissenschaften als Ökozone bezeichnet, wobei die räumlichen Einheiten zwischen Ökotopten und Ökozonen sich in Ökoregionen, -provinzen oder -distrikte unterteilen lassen (Schultz 2010). Allerdings

existieren auch andere Unterteilungen, wie z.B. solche von Brunckhorst (2000). Dieser unterscheidet folgende hierarchisch abgrenzbaren landschaftsökologische Raumeinheiten: Ökodomäne, Ökoregionen, Bioregionen, Landschaften sowie Patches (Brunckhorst 2000, S. 27). Eine Ökoregion wird nach Brunckhorst (2000) als wiederkehrendes Muster von Ökosystemen mit charakteristischen Kombinationen von Boden und Geländeformen verstanden. Daran anlehnend wird der Begriff Ökoregion im Rahmen dieser Arbeit im Sinne von Raumstrukturen mit ähnlichen pedologischen, klimatologischen und topografischen und daraus sich ergebenden biotischen Verhältnissen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen aufgefasst. Der Begriff Ökoregionalisierung umschreibt die expertenbasierte und/oder objektiv-statistische Ableitung von Ökoregionen aus vorliegenden biotischen und abiotischen Geoinformationen

In der Biologie steht dem Begriff Ökotoptop als kleinste Einheit der Ökosphäre das Biotop als räumlich abgrenzbare Lebensraum einer regelmäßig wiederkehrenden Arten- oder Lebensgemeinschaft (Biozönose) gegenüber (Nehring & Albrecht 2000). Mehrere ähnliche Biotope mit ähnlich ausgeprägten Lebensgemeinschaften können dann zu Biotoptypen zusammengefasst werden (Blab et al. 1995; Riecken et al. 2006). Ein Biotop ist von einem Habitat zu unterscheiden. Letzteres beschreibt die „Konzentrationsstelle einer Art, die sich innerhalb eines größeren Biotops (z. B. Wald, Fluß, Ästuar) scharf hervorhebt, von den Gesamtbedingungen desselben jedoch in seiner Artenzusammensetzung weitgehend abhängt ...“ (Nehring & Albrecht 2000, S. 77). Im angelsächsischen Sprachgebrauch werden die Begriffe Biotop und Habitat häufig synonym verwendet (Nehring & Albrecht 2000). In dieser Arbeit erfolgt deren Einsatz entsprechend der in Deutschland gebräuchlichen Art und Weise.

In der marinen Forschungsliteratur taucht der Begriff marine landscape oder seascape vermehrt bei der räumlichen Abgrenzung von Seegrasshabitaten auf (Bell et al. 1999; Boström et al. 2006; Fonseca et al. 2002; Kelly et al. 2011). Die Working Group on Marine Habitat Mapping (WGMHM) des International Council for the Exploration of the Seas (ICES) unterscheidet bei der Klassifizierung des Meeresgrunds Habitat- und Biotoptypenkarten (marine habitats) von physiogeografischen Landschaftsklassifikationen (marine landscapes) (ICES 2005). Erstere werden dabei als ein Konstrukt aus biologischen und physikalisch-chemischen Standorteigenschaften und betrachtet werden als "... [a] recognisable space which can be distinguished by its abiotic characteristics and associated biological assemblage, operating at particular spatial and temporal scales" definiert (ICES 2005, Annex 12). Wie oben erwähnt, wird der Begriff Habitat international somit z.T. anders verstanden als dies im deutschen Sprachgebrauch der Fall ist. Marine Landschaften beruhen definitionsgemäß auf rein physikalisch-chemischen Informationen, wie Daten zur Bathymetrie, Salinität, Temperatur oder zu den Sedimenteigenschaften (ICES

2005). Für eine umfassende Beschreibung der im marinen Raum verwendeten Terminologie für die naturräumliche Stratifizierung mariner Systeme sei an dieser Stelle auf Costello (2009) verwiesen.

Die Struktur des Kapitels 4 zeigt sich folgendermaßen: Eingangs werden in den Kapitel 4.1 und 4.2 in der Literatur dokumentierte Ansätze zur Abgrenzung von terrestrischen und marinen Raumgliederungen präsentiert. In beiden Fällen werden dabei die zu deren Ableitung verwendeten Inputvariablen aufgeführt und es werden sowohl expertengestützte als auch weitestgehend objektiv-statistische Klassifikationsverfahren beschrieben. Liegen expertengestützten Verfahren weitestgehend fachliche Überlegungen bei der Festlegung von Klassifikationskriterien zugrunde (*Top down Approach*), basieren objektiv-statistische Ansätze auf der GIS-gestützten und/oder statistischen Auswertung von biotischen und abiotischen Geodaten (*Bottom up Approach*). In der Umsetzung liegt zumeist eine Mischform beider Ansätze vor. So leiten sich fachliche gesetzte Klassifikationsgrenzen oft aus empirisch gewonnenen Erfahrungen der jeweiligen BearbeiterInnen ab. Auf der anderen Seite lassen sich bei objektiv-statistischen Klassifikationsverfahren subjektive Einflüsse nicht ausschließen (Johnston 1968). Beispiele hierfür sind die Auswahl der für die Klassifikation zu verwendenden Daten sowie bestimmte Grundeinstellungen bei den zu verwendenden explorativ-statistischen Verfahren.

Im Hinblick auf existierende terrestrische Raumgliederungen werden in Kap. 4.1.4 deren Anwendungen im Umweltmonitoringbereich aufgezeigt. Diese beinhalten die Beschreibung der Raumklassen mit Expositionsinformationen, der Nutzung statistischer Regelwerke zur Vorhersage zukünftiger Landschaftsentwicklungen sowie Aspekte der Verortung von Monitoring-Standorten. Diese Anwendungsbeispiele werden im Kapitel 5 aufgegriffen und auf eine für die deutsche Nordsee abgeleitete benthische Biotopkartenkarte übertragen. Die landschaftsökologisch repräsentative Verortung von Monitoring Standorten bildet ferner eine Grundkomponente bei der räumlichen Planung, Optimierung und Evaluierung von Umweltmessnetzen, die ausführlich im Kapitel 6 behandelt wird.

4.1 Regionalisierung terrestrischer Ökosysteme

4.1.1 Input-Größen zur ökologischen Klassifizierung der Erdoberfläche

Die für eine naturräumliche Gliederung der Erdoberfläche heranzuziehenden Datengrundlagen lassen sich unterscheiden in abiotische und biotische Merkmale. Letztere wiederum lassen sich unterteilen in floristische und faunistische Merkmale, von denen insbesondere erstere entweder als eines von mehreren Klassifikationsmerkmalen oder als Zielgröße in prädiktiv-statistischen Verfahren Anwendung finden. Die Gründe für die Bevorzugung von Pflanzen als biologische Regionalisierungsgrößen gegenüber

Tieren liegen v.a. in deren Standorttreue und der damit verbundenen leichteren Kartierbarkeit. Daraus folgernd umschließen die entsprechend herangezogenen abiotischen Informationen v.a. solche Merkmale, die für die floristischen Lebensraumbedingungen relevant sind, grob zu unterteilen nach den topographischen Gegebenheiten, den klimatischen Bedingungen sowie den physikalischen und chemischen Eigenschaften des Bodens:

- Topographische Merkmale nehmen Einfluss auf den Strahlungs-, Wärme- und Wasserhaushalt des Bodens und spielen daher bei der Verlagerung und Auswaschung von organischem Material eine wichtige Rolle. Hierbei bildet die orografische Höhe die primäre Variable, aus der über verschiedene Algorithmen weitere topographische Standortfaktoren abgeleitet und als Inputvariable für landschaftsökologische Raumgliederungen eingesetzt werden können, so z.B. die Hangneigung, der Hanglängenfaktor sowie verschiedene Bodenabtragsindizes (z.B. resultierend aus der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung nach Schwertmann et al. 1987) (Hargrove & Hoffman 2005).
- Die biologischen, chemischen und physikalischen Eigenschaften des Substrats stellen weitere wesentliche Standortfaktoren für die Vegetation dar. Zu den wichtigsten für landschaftsökologische Raumgliederungen verwendeten Bodenmerkmalen zählen dabei: Bodenart, effektiver Wurzelraum, nutzbare Feldkapazität, Kationen-Austauschkapazität, gesättigte Wasserleitfähigkeit, Mächtigkeit der obersten Bodenartenschicht sowie Flurabstand (Hargrove & Hoffman 2005; Schmidt 2002; Schröder et al. 2006).
- Das Klima bildet neben der Topographie und den Eigenschaften des Bodens den dritten zentralen Standortfaktor, der zur Ableitung terrestrischer Landschaftsgliederungen herangezogen werden sollte. Diesbezüglich werden unterschiedliche Klimafaktoren verwendet, von denen Daten zu langjährigen Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse am häufigsten eingesetzt werden. Daneben finden auch Verwendung: Evaporation, Evapotranspiration, Strahlungsintensität, relative Luftfeuchte sowie Sonnenscheindauer. Von Bedeutung sein können neben den Zentraltendenzen pro Jahr oder Monat auch Minima und Maxima (Hargrove & Hoffman 2005; Schmidt 2002; Schröder et al. 2006).

Neben natürlichen Standortfaktoren werden in terrestrischen Raumgliederungen auch Informationen zur anthropogenen Überprägung der Erdoberfläche in die Raumklassifikation einbezogen (Wascher 2005). Die dabei verwendeten Input-Größen betreffen v.a. Landbedeckungsmerkmale, die durch Klassifikation von Satellitenbildinformationen abgeleitet werden können. Eine diesbezüglich für den europäischen Raum zu nennende Datengrundlage bildet die Corine Landcover, die in bislang drei Versionen (1990, 2000, 2006) auf Basis von Satellitenbilddaten sowie darauf angewendeter Klassifikationsverfahren die Landbedeckung in Form von 44 Landnutzungsklassen für die gesamte EU zeigt (Keil et al. 2011).

4.1.2 Expertenbasierte Klassifikationsverfahren

Eine globale, auf Basis regionaler Kartierungen zusammengefügte, Ökoregionalisierung wird von Olson et al. (2001) präsentiert. Diese bildet die räumliche Planungsgrundlage des World Wide Fund for Nature (WWF) im Hinblick auf naturschutzfachliche Aktivitäten und bildet die Erdoberfläche in Form einer hierarchischen Klassifizierung von acht biogeographischen Großeinheiten, 14 Biomen und 867 Ökoregionen ab. Die Klassifizierung wurde unter Mitwirkung von über 1000 Biogeographen, Taxonomen, Naturschutzexperten und Ökologen aus der ganzen Welt aus bestehenden regionalen Klassifizierungen abgeleitet (Olson et al. 2001).

Eine Zusammenfassung der für den nordamerikanischen Raum u.a. mit Hilfe expertenbasierter Methoden erstellten Ökoregionalisierungen liefern Gallant et al. (2004, S. 92, Tab. 2). Hierbei sind v.a. die von Bailey (1980) für forstliche Anwendungen sowie Omernik (1987, 1995) für das Management aquatischer und terrestrischer Ressourcen erstellten Gliederungen zu nennen. Die in den verschiedenen Ökoregionalisierungen durch Karten abgebildeten Merkmale umfassen klimatische, bodenkundliche, geomorphologische und vegetationskundliche Variablen, die mittels fachwissenschaftlicher Überlegungen klassifiziert wurden. In Deutschland bildet die Naturraumgliederung von Meynen & Schmidhüsen (1953 - 1962) eine heute noch gebräuchliche kartografische Planungsgrundlage für naturschutzfachliche Aktivitäten. Deren Ableitung erfolgte auf Basis des Expertenwissens von ca. 50 Landeskennern und wurde von Ssymack (1994) überarbeitet und aktualisiert. Im Ergebnis ist die Naturraumgliederung „... kein einheitliches, regelbasiert abgeleitetes und statistisch nachvollziehbares ökologisches Gliederungssystem, sondern ein nach bestem damaligen Expertenwissen aus vielerlei Daten- und Bearbeiterquellen erstelltes Gesamtwerk ...“ (Schmidt 2002, S. 5).

Terrestrische und aquatische Lebensräume gemäß fachlich abgeleiteter Regeln zu klassifizieren ist das Ziel des von der Europäischen Umweltagentur (European Environmental Agency EEA) herausgegebenen Klassifizierungsregelwerks des European Environmental Nature Information System (EUNIS).

EUNIS ist ein hierarchisch fundiertes Regelwerk, bestehend aus vier offiziellen und zwei weiteren inoffiziellen Klassifikationsebenen. Die Abbildung 4.1.1 zeigt die erste offizielle EUNIS-Ebene, nach der eine grobe Klassifikation terrestrischer und mariner Lebensräume in insgesamt zehn weiter ausdifferenzierende Lebensraumtypen erfolgt. Genauer hierzu, gezeigt am Beispiel mariner, benthischer Lebensräume, wird weiter im Kapitel 4.2 ausgeführt.

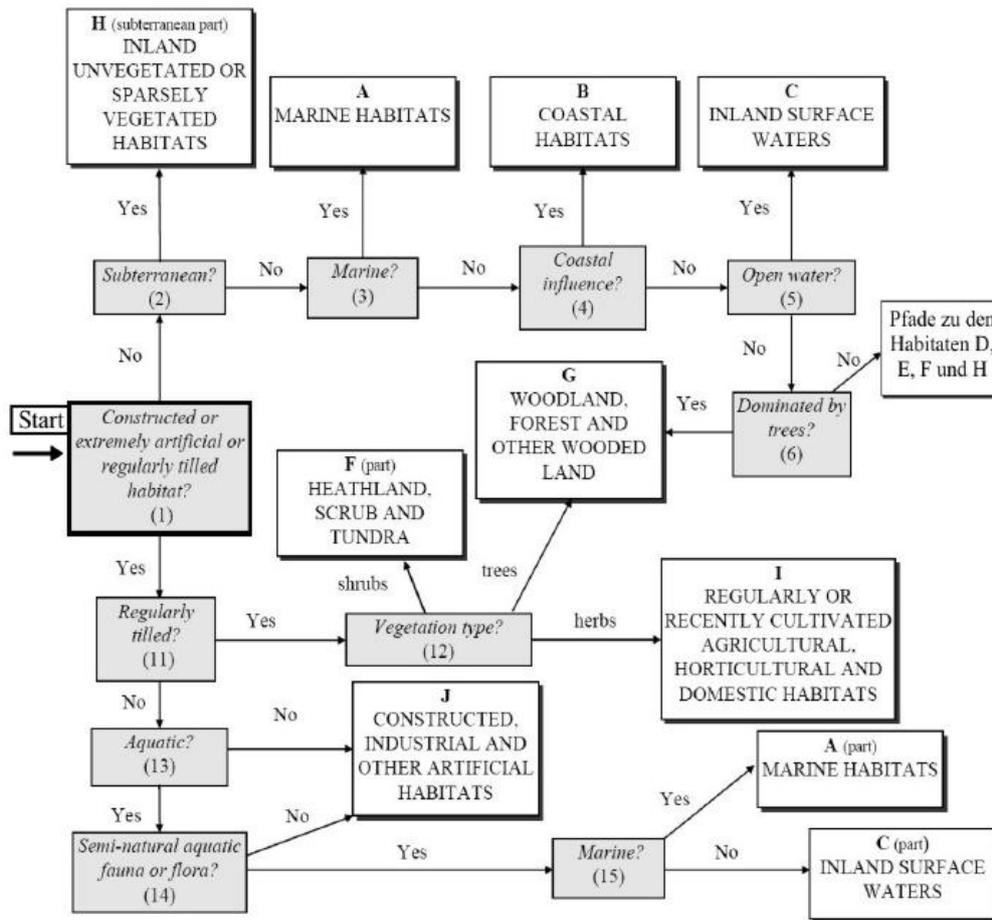


Abbildung 4.1.1: EUNIS Klassifikation terrestrischer und mariner Lebensräume: Ebene 1 (verändert von Busch (2005) nach Davies et al. 2004, S. 9)

4.1.3 GIS-analytische und statistische Ökoregionalisierungen

Im Vergleich zu expertenbasierten Klassifikationsregeln streben statistisch und / oder GIS-basierte Ansätze zur räumlichen Differenzierung der Erdoberfläche räumliche Klassifikationen aus den Daten heraus an (*bottom up approach*). Dies gewährleistet die Einhaltung wissenschaftlicher Qualitätskriterien wie Nachvollziehbarkeit, Objektivität und Konstruktvalidität (Schröder et al. 2001). Allerdings können auch bei objektiv-statistischen Ansätzen subjektive Einflüsse des jeweiligen Anwenders nicht ausgeschlossen werden. Dies beinhaltet sowohl die Auswahl der für die Klassifikation verwendeten Geodaten als auch bestimmte Einstellungen, die bei der Anwendung der jeweiligen statistischen / GIS gestützten Verfahren vorgenommen werden müssen. Im Folgenden werden in der Literatur dokumentierte Beispiele auf statistischen Verfahren basierender Ökoregionalisierungen wiedergegeben. Hier nicht berücksichtigt werden dabei Studien, in denen auf Basis der stichprobenhaften Erhebung metrisch und binär skaliertes Daten über Pflanzen- und Tierabundanz mittels flächenhaft vorliegender Informationen zu po-

tenziellen Prädiktoren Abundanz- oder Presence/Absence-Karten erstellt wurden, auch wenn die aus derartigen Ansätzen unter Anwendung verschiedener regressionsanalytischer Verfahren generierten Karten durchaus zu ökologischen Raumeinheiten klassifiziert werden können. Ein kurzer Abriss der diesbezüglich im marinen Bereich verwendeten Verfahren sind dem Kapitel 4.2 zu entnehmen.

Einen auf clusteranalytischen Verfahren beruhenden ökologischen Raumgliederungsansatz präsentieren Hargrove & Hoffman (1999) für die USA anhand von Flächendaten zu neun ökologisch bedeutsamen Merkmalen: orografische Höhe, nutzbare Feldkapazität, organischer Bodenanteil, Gesamtstickstoff im Boden, Grundwasser-Flurabstand sowie die mittleren Niederschlagsverhältnisse, Strahlungseinträge sowie aufsummierten maximalen und minimalen Tagestemperaturen während der Vegetationsperiode. Zur Anwendung kommen partitionierende Clusterverfahren, um die USA in insgesamt 3000 Ökoregionen gemäß einer räumlichen Auflösung von 1 km x 1 km zu unterteilen (Kap. 3). Die berechneten Ökoregionen wurden in einem zweiten Schritt durch drei unabhängige Faktoren beschrieben, die aus den verrechneten Variablen mittels Hauptkomponentenanalyse extrahiert werden konnten. Hierdurch ließ sich die Prägung der jeweiligen Ökoregion durch die verwendeten Eingangsvariablen statistisch und kartografisch veranschaulichen (Hargrove & Hoffman 1999). Der clusteranalytische Ansatz wurde in späteren Arbeiten um weitere räumlich verortete Merkmale ergänzt (z.B. Anzahl frostfreier Tage / Jahr, Bodendichte) resultierend in insgesamt 5000 Ökoregionen für die USA (Hargrove & Hoffman 2005).

Für den europäischen Raum sind v.a. zwei auf Basis statistischer Verfahren abgeleiteter ökologischer Raumgliederungen zu nennen: die von Painho & Augusto (2005) berechnete Digital Map of European Ecological Regions (DMEER) sowie die von Metzger et al. (2005) vorgelegte Environmental Stratification of Europe (EnS):

- Die DMEER im Maßstab 1: 2.500.000 basiert auf einer kombinierten Analyse von Informationen zur potenziellen natürlichen Vegetation (pnV) und zu klimatischen Faktoren und gliedert Europa in insgesamt 69 Klassen (Painho & Augusto 2005). Die Ökgliederung wurde dabei auf Basis zweier Datengrundlagen berechnet: (1) einer Karte des Institutes of Terrestrial Ecology (ITE), Großbritannien mit Informationen zum Klima und zur Topografie (Auflösung von $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ - ca. 56 km \times 56 km, Bunce et al. 1996) sowie (2) der Karte der pnV Europas im Maßstab 1: 2.500.000 (Bohn et al. 2000). Zur Berechnung der DMEER wurden für alle vorhandenen pnV-Kategorien die Flächenanteile der Raumklassen nach Bunce et al. (1996) ermittelt. Anschließend erfolgte eine auf hierarchischen Clusterverfahren basierende Zusammenlegung der pnV-Klassen. Für eine detaillierte Beschreibung der entsprechenden Vorgehensweise sei an dieser Stelle auf Painho & Augusto (2005) verwiesen. Da die derart berechnete Gliederung Europas keine fachlich befriedigende Lösung dar-

stellte, wurde die Karte auf Grundlage biogeografischen und vegetationskundlichen Fachwissens nachträglich verändert (Painho und Augusto 2005).

- Die Ausdehnung der statistisch basierten ökologischen Gliederung von Metzger et al. (2005) umfasst Mitteleuropa, Nordafrika und den westlichen Teil der Türkei. Angelehnt an die Klassifikation des ITE von Bunce et al. (1996) wurden 20 topografische und v.a. klimatische Variablen mithilfe einer Hauptkomponentenanalyse in drei Hauptkomponenten gruppiert, die 88 % der Gesamtvarianz des Ausgangsdatensatzes abdeckten. Die Klimadaten wurden vorab mittels bilinearer Interpolation in die für die EnS gewählte Auflösung von 1 km × 1 km umgerechnet. Anschließend wurden die in einer entsprechenden Auflösung vorliegenden Scores der Hauptkomponenten mit Hilfe partitionierender Clusterverfahren in 70 Klassen gruppiert. Daraufhin wurden Gebiete mit weniger als 250 km² dem Cluster benachbarter Rasterzellen zugeordnet und Cluster, deren einzelnen Abschnitte in großer räumlicher Distanz voneinander auftraten wurden in mehrere Raumklassen aufgeteilt. Die Vorgehensweise resultierte in insgesamt 84 Raumeinheiten, die zu 13 Großeinheiten zusammengefasst wurden. Letztere fanden Verwendung bei der Ableitung der Europäischen Landschaftscharaktergebiete (European Landscape Character Areas) von Wascher (2005). Diese bildet die Basis der LANMAP 2 (European Landscape Map), bei der auch Landnutzungsdaten der Klassifizierung zugrunde gelegt wurden.

Ökoregionalisierung mit CART. Neben der Anwendung clusteranalytischer Verfahren kommen in der terrestrischen Landschaftsökologie entscheidungsbaumanalytische Verfahren für Ökoregionalisierungen zum Einsatz. Die in der Literatur dokumentierten Anwendungen umfassen dabei v.a. mit Hilfe von Entscheidungsbaumanalysen abgeleitete statistische Regelwerke z.B. für die flächenhafte Kartierung von Habitatpräferenzen für ausgewählte Tiere und Pflanzen (Guisan & Zimmermann 2000; Kelly et al. 2005; Moore et al. 1991) sowie von Bodeneigenschaften durch die statistischen Zusammenhänge zwischen Bodendaten und topografischen Daten sowie Fernerkundungsinformationen (Scull et al. 2003, 2004). Die entscheidungsbaumanalytische Ableitung landschaftsökologischer Raumklassen aus flächendeckenden Daten zur potenziell natürlichen Vegetation (pnV), zu klimatischen Standortfaktoren, zur orografischen Höhe sowie zum Boden erfolgte erstmals anhand von CHAID für die neuen Bundesländer (Schröder et al. 1992). Daran anknüpfend wurden entsprechende Kartierungen für die Bundesländer Schleswig-Holstein, Baden Württemberg, ganz Deutschland sowie Europa von Schmidt (2002), Schröder et al. (2006) sowie von Hornsmann et al. (2008 a,b) durchgeführt. Die pnV wurde dabei als Zielvariable definiert, die durch die oben benannten Prädiktoren mit entscheidungsbaumanalytischen Verfahren als statistisches Klassifikationsregelwerk abgebildet wurde. Die pnV ist nach Tüxen (1956) diejenige Vegetation, die sich unter Ausschluss anthropogener Einflüsse nur aufgrund natürlicher Sukzession an

gegebenen Standorten entwickeln würde. Diese kann somit als Integralindikator für abiotische Standortfaktoren wie Klimaeinflüsse, Bodeneigenschaften und die orografische Höhe betrachtet werden (Schröder et al. 2006). Die Berechnung der landschaftsökologischen Raumgliederung mit Entscheidungsbaumverfahren ist die methodische Basis für die in Kapitel 5.3 dargestellte Kartierung benthischer Lebensräume in der Nordsee und soll daher im Folgenden genauer beschrieben werden.

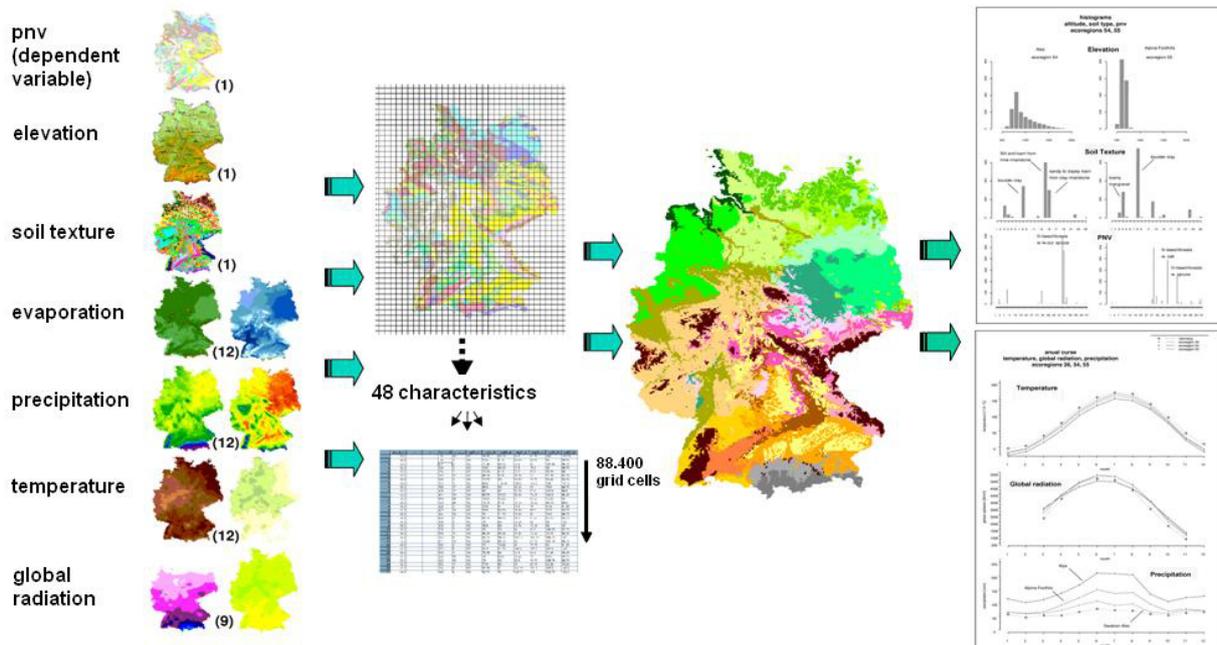


Abbildung 4.1.2: Ableitung landschaftsökologischer Raumklassen mit entscheidungsbaumanalytischen Verfahren (eigene Darstellung)

Die Ableitung landschaftsökologischer Raumklassen aus den genannten Geodaten fußt auf einer Kombination aus dem Entscheidungsbaumverfahren CART sowie verschiedenen GIS Anwendungen (Abb. 4.1.2). Wie im Kapitel 3 beschrieben, handelt es sich beim CART-Verfahren um einen Algorithmus zur Ableitung eines statistischen Regelwerks für die Ausprägung einer Zielvariablen anhand mehrerer beschreibender Variablen (Prädiktoren), wobei als Ergebnis im Falle einer diskreten Zielgröße ein Klassifikationsbaum (*classification tree*) und im Falle einer stetigen Zielgröße ein Regressionsbaum (*regression tree*) aus dem zu Grunde liegenden Datensatz abgeleitet wird. Wie bei der Regressionsanalysen werden bei CART wie auch bei anderen Entscheidungsbaumverfahren die bestmögliche Vorhersage der Zielgröße sowie das Verständnis der strukturellen Beziehungen zwischen den Eingangsgrößen und der Zielgröße angestrebt.

Der methodische Gang zur Ableitung landschaftsökologischer Raumgliederungen aus flächenhaft vorliegenden Daten ist der Abbildung 4.1.2 am Beispiel der Ökoregionalisierung nach Schröder et al.

(2006) zu entnehmen. Verwendet wurden sechs nach ökologischen Kriterien ausgewählte Geodaten-sätze: *pnV* im Maßstab 1: 2.500.000 (Bohn et al. 2000), orografische Höhe über NN mit einer Auflösung von 30 Bogensekunden (ca. 1 km × 1 km) (UNEP Grid), Bodenart aus der Bodenübersichtskarte (BÜK) 1000 im Maßstab 1 : 1.000.000 (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe – BGR) und Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) mit einer Auflösung von 1 km × 1 km Januar bis Dezember für den Zeitraum 1961 bis 1990) sowie zur Globalstrahlung (Monatsmittel März bis November für den Zeitraum 1981 bis 1999). Die Karte der *pnV* Deutschlands wurde zuerst in einer Auflösung von 2 km x 2 km gerastert, so dass jede der 88.400 Zellen mit der innerhalb dieser Rasterzelle häufigste *pnV*-Ausprägung beschrieben wurde. Anschließend wurde die derart gerasterte *pnV*-Karte mit den 47 Karten über die genannten Prädiktoren in einem GIS verknüpft und die Zusammenhänge zwischen der *pnV* (Zielvariable) und den 47 Prädiktoren mit CART analysiert. Die Zellen wurden somit auf der Basis der Ausprägungen der physisch-geographischen Eingangsgrößen im Hinblick auf die Homogenität der Zielvariablen *pnV* klassifiziert.

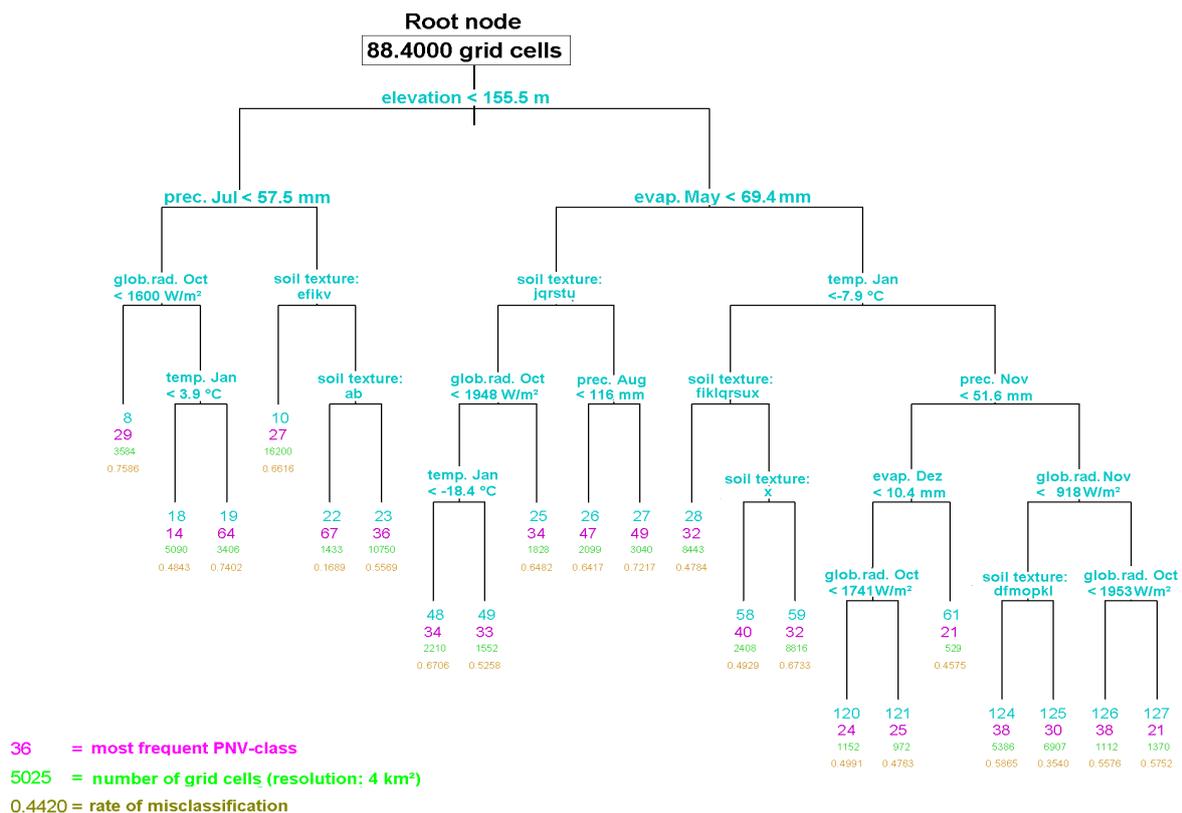


Abbildung 4.1.3: CART-Baum für die räumliche Gliederung Deutschlands in 21 Klassen (verändert nach Schröder & Schmidt 2001, S. 5)

Wie im Kapitel 3 beschrieben, zerlegt das CART-Verfahren die Ausgangsdatenmenge ($n = 88.400$ Gridzellen) in binären Schritten in Untergruppen, die hinsichtlich der Ausprägung der Zielvariablen mög-

lichst homogen sind. Als Homogenitätsmaß verwendet wurde die Devianz, wobei das Anwachsen des Baums derart begrenzt wurde, dass die Devianz in einem zu bildenden Unterknoten nicht unterhalb von 1 % der Devianz der Ausgangsmenge liegt (Schröder et al. 2006). Das Ergebnis der derart durchgeführten CART-Berechnungen war ein Dendrogramm mit 73 Endknoten (Maximalbaum). Für deutschlandweite Anwendungen zur landschaftsbezogenen Aggregation und Analyse stoffbezogener Umweltmonitoringdaten oder zur Planung von Umweltmessnetzen wurde der Maximalbaum durch fachlich überwachtetes Zurückschneiden auf 21 Endknoten reduziert (Schröder et al. 2006). Der daraus resultierende CART-Baum ist der Abbildung 4.1.3 zu entnehmen. Es zeigt sich, dass der Ausgangssatz von 88.400 Gridzellen in einem ersten Schritt anhand der orografischen Höhe bei 155,5 m in zwei Unterknoten unterteilt wurde, resultierend in einer Aufteilung Deutschlands in die norddeutsche Tiefebene und die höher gelegenen Mittelgebirgs- und Alpenregion. In der zweiten Ebene werden die derart gebildeten Untergruppen weiter anhand klimatischer Kenngrößen strukturiert: Die unterhalb von 155,5 m liegenden Bereiche werden anhand der mittleren Niederschlagsverhältnisse im Monat Juli für die Klimanormalperiode 1961 bis 90 in zwei Untergruppen aufgeteilt, die Unterteilung der höher als 155,5 m liegenden Bereiche erfolgt anhand der mittleren Verdunstung für denselben Zeitraum im Monat Mai. Die weiteren in den unteren Ebenen herangezogenen Splitvariablen sind die Globalstrahlung (5 mal), die Temperatur (3 mal), der Niederschlag (2 mal) sowie die Verdunstung (1 mal) für unterschiedliche Monate. Die Bodenart wird mit insgesamt sechsmal am häufigsten als Splitvariable ausgewählt (s. Abb. 4.1.3).

Das Ergebnis des in Abbildung 4.1.3 dargestellten Regelwerks wurde auf die in einer identischen Rasterauflösung vorliegenden 47 Prädiktoren zum Klima, zum Boden und zur orografischen Höhe angewendet. Abbildung 4.1.4 (a) zeigt diesbezüglich die 21 Ökoregionen umfassende landschaftsökologische Gliederung Deutschlands, am Beispiel der als Brandenburger Jungmoränenlandschaft identifizierten Raumklasse 18 strukturiert die Abbildung 4.1.4 (b) die auf 73 Ökoregionen basierende landschaftsökologische Gliederung (Pesch & Schröder 2007). Die 21 und 73 Klassen wurden im Hinblick auf die 47 physisch-geographischen Prädiktoren in Form von statistischen Kennzahlen und Diagrammen beschrieben (Schmidt 2002). Die in zwei Differenzierungsstufen vorliegende Raumgliederung fand bislang in unterschiedlichen Anwendungsbereichen im Umweltmonitoring Anwendung. Sie diente u. a. der Analyse von Messdaten verschiedener Umweltmonitoringprogramme, der Überprüfung der landschaftsökologischen Repräsentanz deutscher Umweltmonitoringmessnetze (Kap. 4.1.4) und wird als räumliche Bezugsgrundlage in WebGIS-Applikationen verwendet (Kleppin et al. 2007, 2008b, Pesch et al. 2007a, Schmidt et al. 2010a; Schröder & Pesch 2007). Eine auf fünf Raumklassen zurückgeschnittene Variante

der Gliederung wurde als einer von mehreren Prädiktoren für die Vorhersage von atmosphärisch eingebrachten Metallgehalten in Moosen verwendet (Pesch & Schröder 2006c).

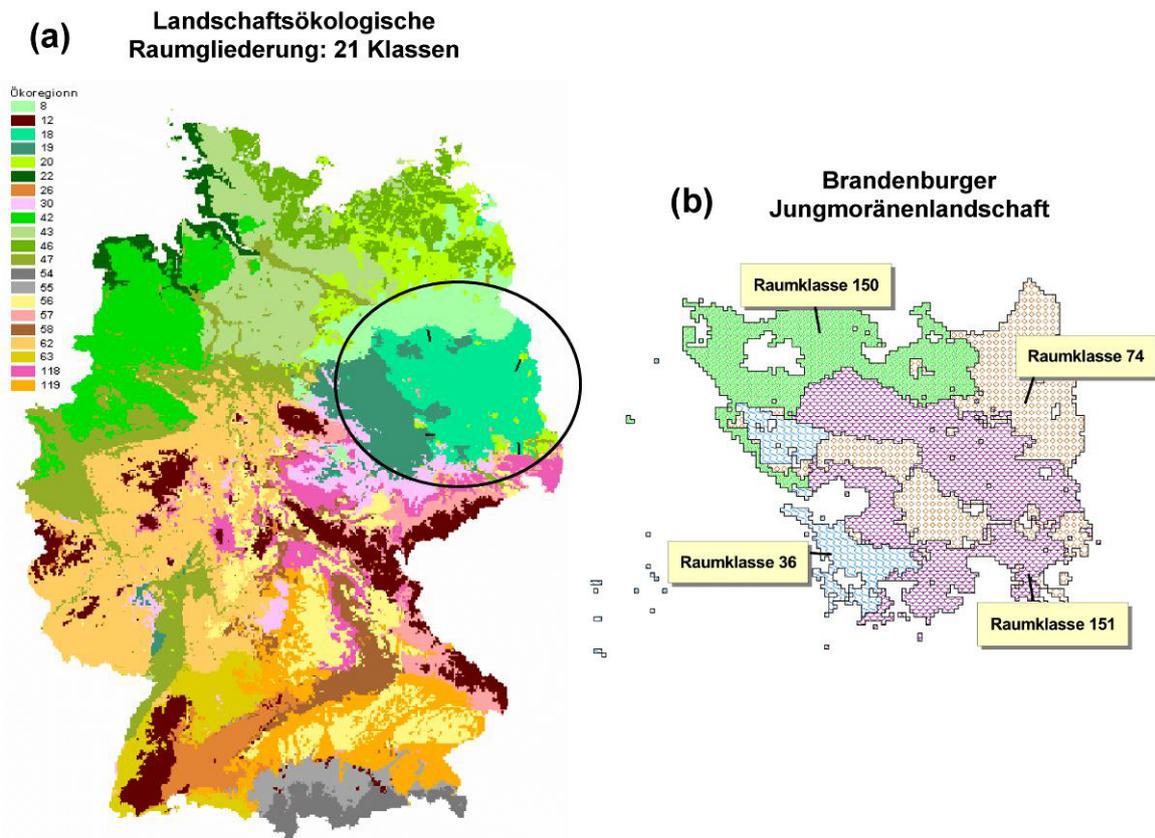


Abbildung 4.1.4: (a) Landschaftsökologische Gliederung Deutschlands in 21 Ökoregionen sowie (b) landschaftsökologische Gliederung der Raumklasse 18 basierend auf 73 Ökoregionen (Pesch & Schröder 2007, Abb. 1).

Die landschaftsökologische Raumgliederung Deutschlands ist das Resultat eines Vergleichs von insgesamt 14 Raumgliederungsvarianten mit variierenden Prädiktordatensätzen. Neben den oben genannten Prädiktoren wurden folgende Variablen in unterschiedlicher Konstellation in die CART-Berechnung einbezogen: Feldkapazität; Grundwasserflurabstand, kapillare Steighöhe des Bodenwassers sowie die Sonnenscheindauer (Schmidt 2002; Schröder et al. 2001; 2006). Der Vergleich der unterschiedlichen Varianten erfolgte anhand der Anzahl der Endknoten gewichteten Fehlklassifikationsrate. Dabei erwies sich die oben beschriebene, 73 Raumklassen umfassende Maximalgliederung als beste Lösung (36,59 %, Schröder et al. 2006). Unterstützt wurde diese Auswahl auch durch die fachliche Einschätzung eines vom Umweltbundesamt (UBA) koordinierten Arbeitskreises Raumgliederung (Schröder et al. 2001). Ein Abgleich einer derart auf statistischen Ansätzen beruhenden Raumgliederung mit auf Expertenwissen beruhenden Raumgliederungen kann einen Hinweis für deren fachliche Plausibilität geben. Daher wurde die 21 Klassen umfassende landschaftsökologische Raumgliederung von Schröder et al. (2006) mit

den Haupteinheiten der Naturraumgliederung von Meynen & Schmidhüsen (1953 - 1962) im GIS verschnitten. Dabei zeigten sich Übereinstimmungen zwischen beiden Raumgliederungen, so dass die Benennung der 21 statistisch abgeleiteten Raumeinheiten u.a. an allgemein übliche naturräumliche Beschreibungen wie die der Naturraumgliederung von Meynen & Schmidhüsen (1953 -1962) angelehnt wurde (Schmidt 2002).

Die dargelegte Methodik wurde in entsprechender Art und Weise auf die Bundesländer Schleswig-Holstein, Baden Württemberg mit denselben landschaftsökologischen Merkmalen aus z.T. in einer höheren räumlichen Auflösung vorliegenden Daten alternativer Quellen angewendet (Schröder et al. 2006). Für die landschaftsökologische Raumgliederung Baden-Württembergs wurde dabei auf die von Müller & Oberdorfer (1974) in einer räumlichen Auflösung von 1: 900.000 vorliegenden pnV-Karte zurückgegriffen, die das Bundesland Baden-Württemberg in 60 Vegetationseinheiten stratifiziert. Als Prädiktoren dienten dieselben klimatischen Datengrundlagen wie bei der Raumgliederung Deutschlands sowie Bodenarten aus der BÜK 200 (Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau – Auflösung 1:200.000) und Höhendaten aus dem digitalen Höhenmodell des Landesamts für Umwelt (Auflösung 30 m x 30 m). Aus den Daten abgeleitet wurden eine Maximalgliederung von 73 Klassen sowie eine daraus abgeleitete Raumgliederungsvariante mit 20 Klassen in 1 km x 1 km. Ebenfalls in 1 km x 1 km erfolgte eine landschaftsökologische Regionalisierung für das Bundesland Schleswig-Holstein in vier Modellvarianten mit unterschiedlichen Prädiktorensätzen in jeweils vier Gliederungsstufen (Maximalbaum mit jeweils > 70 endknoten sowie 5, 10 und 20 Klassen). Erneut bildete die pnV die Zielvariable (Quelle: Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig Holstein – 1:500.000), auch wurden identische Klimadaten-sätze wie für Deutschland und Baden Württemberg verwendet. Für die Bodeneigenschaften erfolgte der Einsatz der Bodeneinheiten, der Bodenart und des Grundwasserstands aus der BÜK 200 für Schleswig-Holstein (1 : 200.000), für die Abbildung der orografischen Höhe wurde auf das digitale Geländemodell des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig Holstein zurückgegriffen (50 m x 50 m). Mit einer Fehl-klassifikationsrate von 26,76 % erwies sich die Kombination pnV (Zielvariable) sowie Bodenart (0–30 cm Tiefe), Grundwasserstand, orografische Höhe, Globalstrahlung, Verdunstung, Niederschlag und Temperatur als beste Lösung (Schröder et al. 2006).

In Ergänzung zu den deutschland- bzw. bundeslandspezifischen entscheidungsbaumbasierten ökologischen Raumgliederungen legen Hornsmann et al. (2008a, b) europaweite landschaftsökologische Raumgliederungen in einer Auflösung von 10 km x 10 km vor. Die Vorgehensweise bei der Berechnung der Ökoregionen entspricht dabei der von Schröder et al. (2006) vorgestellten Methodik. Unter Anwendung baumbildender Verfahren wurde auch hier ein statistisches Klassifikationsregelwerk für das Auftre-

ten europaweit kartierter pnV-Klassen (Bohn et al. 2000) aus Geoinformationen zum Klima, zum Boden sowie zur orografischen Höhe berechnet. Mit der Bodenart (Batjes 1997) im Maßstab 1: 5.000.000 und der orografischen Höhe in einem Raster von 30 Bogensekunden (ca. 1 km × 1 km) (Hastings & Dunbar 1999) wurden im Vergleich zu den oben geschilderten Raumgliederungen entsprechende Merkmale verwendet. Im Hinblick auf klimatische Kenngrößen erfolgte ebenfalls die Einbeziehung der Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse sowie zusätzlich der relativen Luftfeuchtigkeit und Sonnenscheindauer (Monatsmittel 1961 bis 90) in einem Raster von 10 Bogenminuten (ca. 19 km × 19 km) (New et al. 2002). Flächenkarten zur Verdunstung sowie zur Globalstrahlung waren nicht verfügbar.

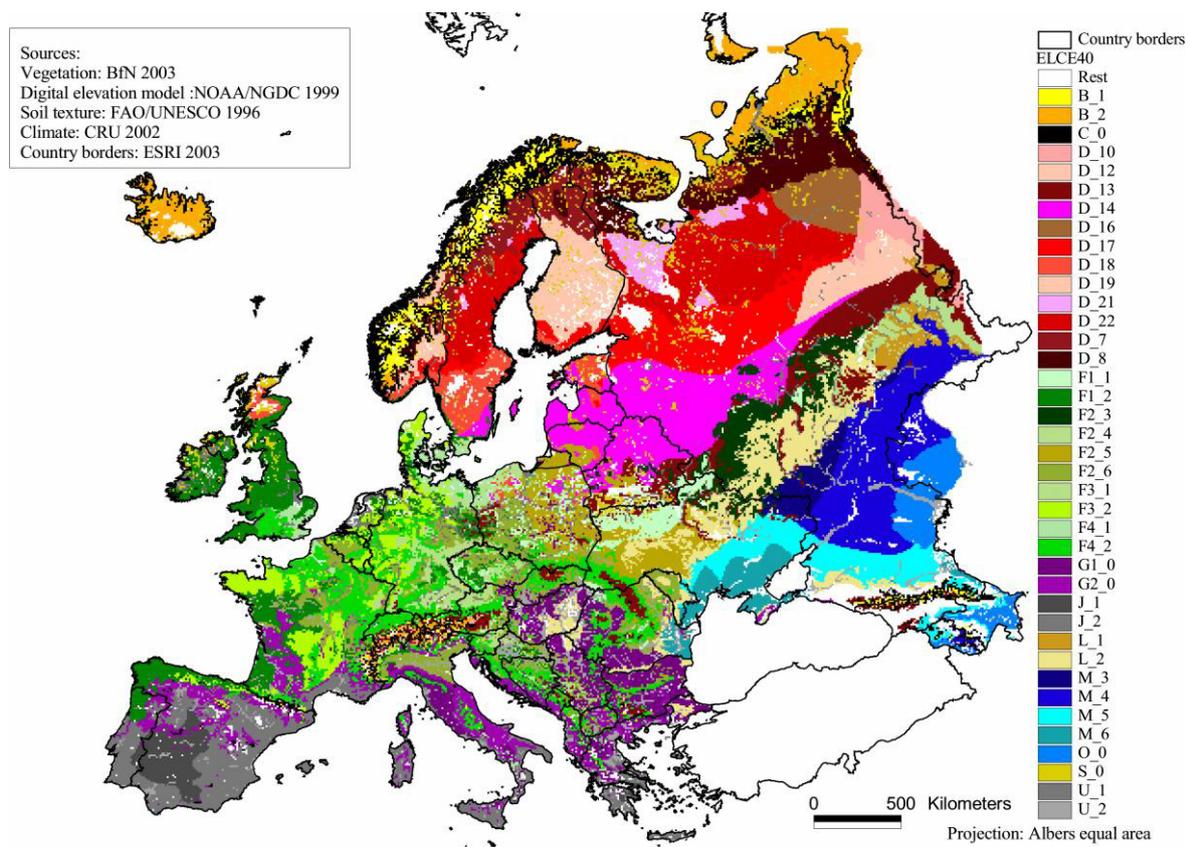


Abbildung 4.1.5: Ecological Land Classification of Europe (ELCE) 40 Klassen (verändert nach Hornsmann et al. 2007)

Die pnV Europas umfasste insgesamt über 700 pnV-Einheiten, die in insgesamt 19 Haupteinheiten eingegliedert sind. Da die zur CART-Berechnung verwendete Software SPSS Answer Tree 3.1 einen Umfang von n = 64 Kategorien der Zielvariablen nicht verarbeiten konnte, erfolgte die entscheidungsbaumbasierte Untersuchung des Zusammenhangs zwischen der pnV und den genannten Prädiktoren daher separat für die 19 Haupteinheiten (Hornsmann et al. 2008 b). Von diesen Haupteinheiten zeigten zwei noch immer zu viele Ausprägungen, so dass diese in fünf bzw. zwei weitere Untergruppen aufge-

teilt wurden. Neben dem CART-Verfahren wurde im Sinne eines Methodenvergleichs auch das CHAID-Verfahren für die statistisch basierte Ökoregionalisierung Europas eingesetzt (Hornsmann et al. 2008 b). Der Verzweigungsgrad der durch die beiden baumbildenden Verfahren erzeugten Dendrogramme wurde dabei so gewählt, dass deren Ausdifferenzierung dem jeweiligen Flächenanteil der 24 Teilgebiete an der Gesamtfläche Europas entspricht. Auf diese Art wurden europaweit zwölf landschaftsökologische Raumgliederungsvarianten mit folgender Klassenanzahl generiert: 40, 50, 60, 80, 100, 120, 125, 140, 150, 160, 180 und 200 Klassen. Im Vergleich zwischen den beiden Entscheidungsbaumalgorithmen erwies sich das CART-Verfahren, gemessen an der Fehlklassifikationsrate, als bessere Methode, so dass die CART-Raumgliederungsvarianten für weitere Anwendungen zugrunde gelegt wurden. Die in der Abbildung 4.1.5 dargestellte 40 Klassen Lösung (Ecological Land Classification of Europe - ELCE 40) wird bei Weustermann et al. (2008) entsprechend der eingesetzten Prädiktoren statistisch beschrieben und für einen Vergleich mit den oben beschriebenen DMEER- sowie EnS-Raumgliederungen zugrunde gelegt (Weustermann et al. 2009).

4.1.4 Anwendungsbeispiele entscheidungsbaumbasierter Raumgliederungen

Ausgehend von den im Kapitel 4.1.3 beschriebenen entscheidungsbaumbasierten Raumgliederungen widmet sich das Kapitel 4.1.4 der Zusammenfassung entsprechender Anwendungen im terrestrischen Umweltmonitoring. Vorerst wird sich dabei der statistischen Beschreibung des Integralindikators Ökoregion mit ausgewählten Expositionsinformationen am Beispiel der durch Moose quantifizierten atmosphärischen Einträge von Metallen und Stickstoff in terrestrische Ökosysteme gewidmet. Im Anschluss daran erfolgt die Koppelung der den Raumgliederungen zugrunde liegenden statistischen Regelwerke mit Daten aus Klimaprojektionen, um potenzielle zukünftige Landschaftsverschiebungen in Deutschland darzustellen. Im Sinne eines Ausblicks auf das Kapitel 6 *Planung und Optimierung der räumlichen Verortung von Umweltmessnetzen* schließt das Kapitel mit der möglichen Anwendung landschaftsökologischer Raumgliederungen für die Verortung von Umweltmessnetzen.

Atmosphärische Stoffeinträge. Über die Verschneidung der landschaftsökologischen Raumgliederung Deutschlands mit atmosphärisch bedingten Stoffanreicherungen in Moosen berichten Schröder & Pesch (2004c, 2005b, 2007). Am Beispiel der Entwicklung der Metallakkumulation eines aus den acht Metallen Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Eisen (Fe), Nickel (Ni), Blei (Pb), Vanadium (V), Titan (Ti) und Zink (Zn) abgeleiteten Multi-Metall-Indexes wird im Folgenden beispielhaft der zeitliche Trend der Metallakkumulation in 21 bzw. 73 Raumeinheiten vorliegenden landschaftsökologischen Raumgliederung zwischen 1990 und 2000 vorgestellt (Pesch & Schröder 2007). Der Multi-Metall-Index über acht Metalle nimmt dabei

der Werte zwischen 1 (geringe Metallakkumulation) und 10 (hohe Metallakkumulation) an und ermöglicht eine kartografische Darstellung räumlicher und zeitlicher Trends der Metallakkumulation in Deutschland. Die dem Index zugrundeliegenden Messdaten der Kampagnen 1990, 1995 und 2000 wurden mit geostatistischen sowie multivariat-statistischen Techniken analysiert und die Ergebnisse in mehreren Arbeiten publiziert (Pesch 2003, Schröder & Pesch 2004 a,b c; Pesch & Schröder 2005). Die Methodik zur Ableitung des sowohl messstandort- wie auch rasterbezogenen perzentilstatistisch abgeleiteten Multi-Metall-Index ist eingehend in Pesch (2003) sowie Schröder & Pesch (2004b, 2005a) beschrieben und bildet die Grundlage für die Ableitung eines Nährstoffindex für die deutsche Nordsee im Kapitel 5 dieser Arbeit. Entsprechende methodische Details zur Ableitung des Indexes werden daher dort näher ausgeführt. Der Nährstoffindex wird dabei auch für die in Kapitel 6 beschriebene marine Messnetzplanung eingesetzt.

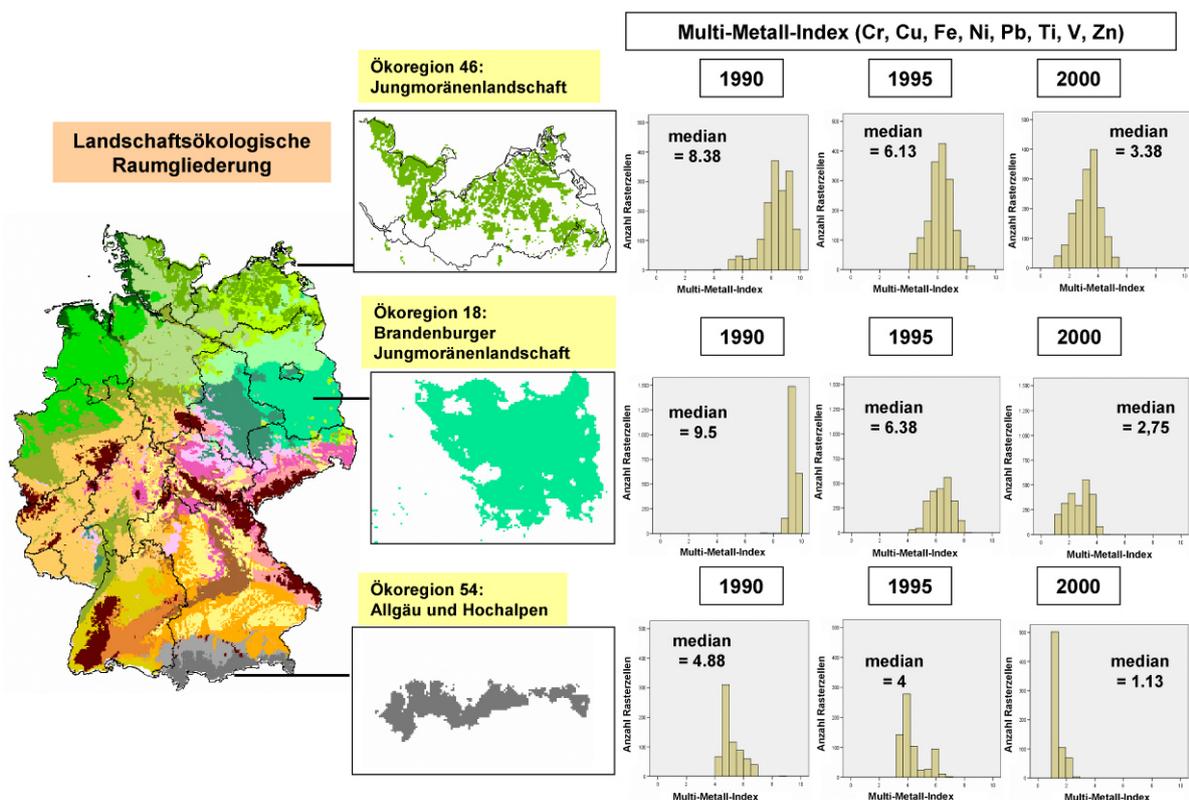


Abbildung 4.1.6: Häufigkeitsverteilung der Multi-Metall-Indizes 1990, 1995 sowie 2000 für die Raumklassen 46, 18 sowie 54 (Pesch & Schröder 2007, Abb. 3)

Die als 3 km x 3 km vorliegenden Rasterinformationen zum Multi-Metall-Index wurden mit den 73 bzw. 21 landschaftsökologischen Raumeinheiten nach Schröder et al. (2006) verschnitten und die daraus resultierenden Ergebnisse kartographisch dargestellt (Schröder & Pesch 2007). Für jede Kampagne konnten so statistische Kennzahlen des Indexes für die einzelnen Raumeinheiten berechnet werden.

Zur Veranschaulichung der zeitlichen Entwicklung der Metallakkumulation wurden pro Ökoregion im Hinblick auf folgende Zeitintervalle Medianunterschiede festgehalten: 1990 – 1995, 1995 – 2000 sowie 1990 – 2000. Mit U-Tests wurde weiterhin geprüft, inwieweit die aufgezeigten Entwicklungstendenzen statistisch signifikant sind (Pesch & Schröder 2007). In nahezu allen Fällen ließ sich ein Rückgang der Metallakkumulation in den 21 bzw. 73 Ökoregionen festhalten. Veranschaulicht ist dies in Abbildung 4.1.6 anhand der Häufigkeitsverteilungen der Multi-Metall-Indizes pro Kampagne in den drei Ökoregionen *Jungmoränenlandschaft (46)*, *Brandenburger Jungmoränenlandschaft (18)*, *Allgäu und Hochalpen (54)*.

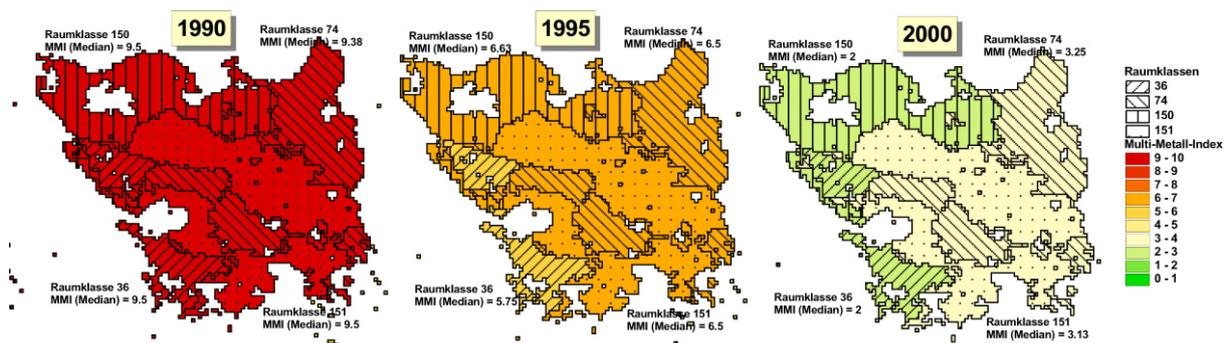


Abbildung 4.1.7: Naturräumlich differenzierte Entwicklung des Multi-Metall-Indexes von 1990 bis 2000 am Beispiel der Ökoregionen 36, 74, 150 und 151 (Brandenburger Jungmoränenlandschaft) (Pesch & Schröder 2007, Abb. 4)

Die 73 Ökoregionen der maximal ausdifferenzierten Raumgliederung zeigen annähernd dieselben Tendenzen wie die aggregierte Raumgliederungsvariante mit 21 Raumklassen (Pesch & Schröder 2007). Auch hier waren zum größten Teil abnehmende Tendenzen festzustellen. Verdeutlicht wird dies beispielhaft in der Abbildung 4.1.7, in der die Entwicklung des Multi-Metall-Indexes in den Ökoregionen 36, 74, 150 und 151 innerhalb der *Brandenburger Jungmoränenlandschaft* dargestellt ist.

Landschaftsentwicklungen. Die Verwendung der mit Entscheidungsbaumanalysen abgeleiteten Regelwerke zur Schätzung der zukünftigen räumlichen Verbreitung von landschaftsökologischen Raumeinheiten zeigen Holy et al. (2009b). Hier wurden mit Daten zu Klimaprojektionen ökologische Raumgliederungen für Deutschland für die Zeitfenster 1961-90, 1991-2020, 2021-2050 und 2051-2080 berechnet. Verwendung fanden Wettreg-Daten zum Klimaszenario A1B1 (Spekat et al. 2007). An deren räumliche Auflösung angelehnt, erfolgte eine Differenzierung der Raumgliederungen auf 12,5 km x 12,5 km. Als Prädiktoren eingesetzt wurden die orografische Höhe, die Bodenart sowie die die genannten Zeitfenster repräsentierenden langjährigen Monatsmittel zur Lufttemperatur, zum Niederschlag sowie zur Sonnenscheindauer und der relativen Luftfeuchte. Für die Globalstrahlung und die Verdunstungshöhe lagen für zukünftige Zeitfenster keine entsprechenden Daten vor, so dass mittels des abgewandel-

ten Prädiktordatensatzes ein zu dem in Abbildung 4.1.3 gezeigten Dendrogramm ähnliches CART-Modell für den Zeitraum 1961-90 abgeleitet wurde. Zur Berechnung des CART-Baums wurde auf Basis des Gini Indexes ein minimales Improvement von 0,4 % und eine minimale Größe der gebildeten Tochterknoten von 1 % der Ausgangsdatenmenge (ca. 30 Rasterzellen) festgelegt. Das Ergebnis dieser Berechnung resultierte in dem in der Abbildung 4.1.8 dargestellten 21 Endknoten umfassenden Entscheidungsbaum. Dieser zeigt in der ersten Baumebene eine identische Struktur wie der von Schröder et al. (2006) abgeleitete CART Baum, ansonsten ist die Wahl der Prädiktoren unterschiedlich: In der zweiten Ebene werden die relative Luftfeuchte im Juni für die tiefer gelegenen Bereiche Deutschlands und die Temperaturen im Januar für die Mittelgebirgs- / Alpenregion als Splitkriterium zugrunde gelegt. Insgesamt ist die Bodenart in diesem Baum mit elfmaligem Vorkommen wesentlich häufiger anzutreffen, gefolgt von der Temperatur und der orografischen Höhe (jeweils viermal) und der relativen Luftfeuchte (einmal). Die dem in der Abbildung 4.1.8 dargestellten CART-Baum entsprechenden Entscheidungsregeln wurden auf alle vier zeitlich geschichteten Prädiktoren rasterdatensätze angewendet, so dass jeder Rasterzeile eine entsprechend Endknotennummer zugewiesen wurde.

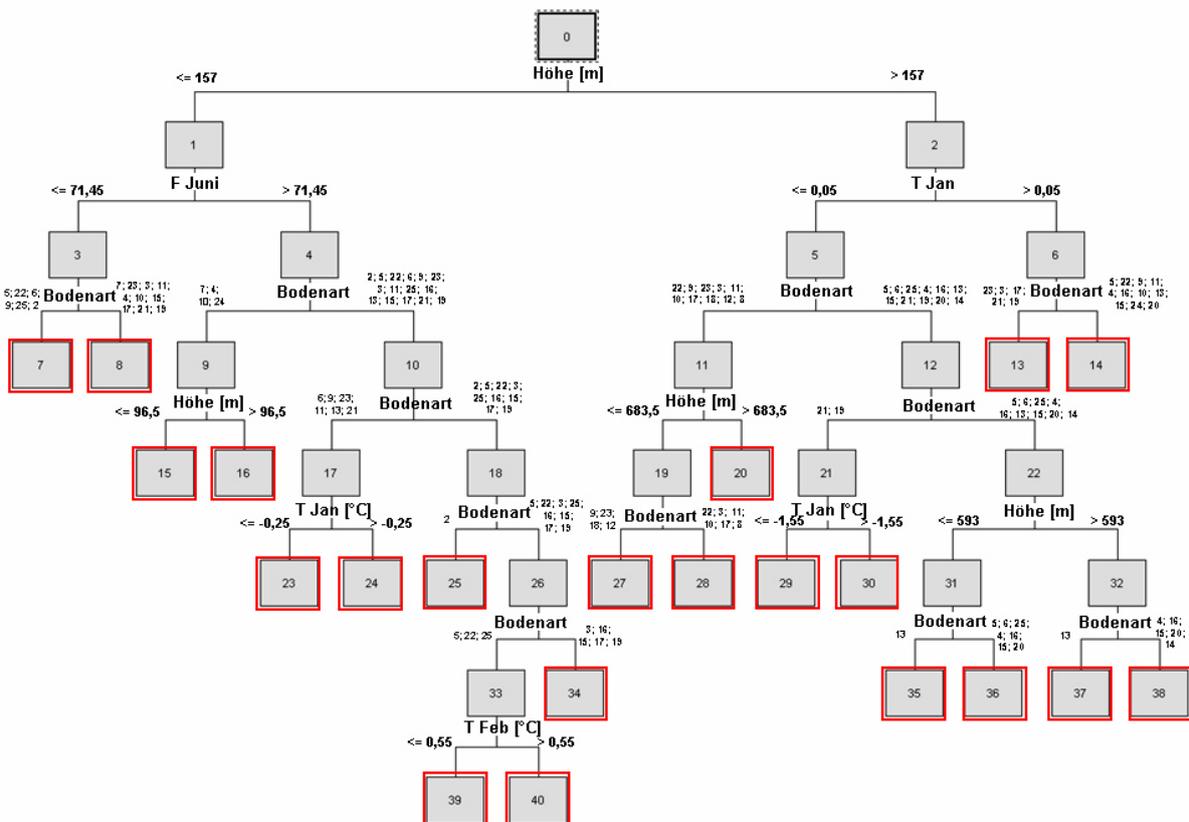


Abbildung 4.1.8: CART-Baum für die Vorhersage der pnV in Abhängigkeit der Prädiktoren Höhe, Bodenart, relative Luftfeuchte, Niederschlag, Sonnenscheindauer und Temperatur für die Klimanormalperiode 1961-1990 (Holy et al. 2009b, Abb. 1.1)

Da den Endknoten jeweils dieselben Entscheidungsregeln zugrunde liegen, sind alle Karten untereinander vergleichbar. Identische Endknotennummern bedeuten hinsichtlich der Splitkriterien definierte ähnliche klimatische, orografische und pedologische Bedingungen. Wie in der Abbildung 4.1.9 dargestellt ändern sich je nach betrachtetem Zeitraum Anzahl und Lage der Rasterzellen, die einem bestimmten Endknoten zugeordnet werden. Die Abbildung 4.1.9 zeigt den Unterschied der räumlichen Ausprägung der landschaftsökologischen Raumklassen zwischen 1961-90 und 2051-80, die Tabelle 4.1.1 führt die entsprechenden Änderungen der Flächenanteile pro Raumklasse über die gesamten vier Zeitfenster auf. Da die orografische Höhe und die Bodenart innerhalb jeder der vier Zeitfenster durch dieselben Datensätze abgebildet werden, bedingen ausschließlich die in der zweiten Splitzebene gewählten klimatischen Kenngrößen relative Luftfeuchte im Juni sowie Temperaturverhältnisse im Januar die Verschiebung von Raumklassen unterhalb bzw. oberhalb von 157 m. Im Ergebnis zeigt die Tabelle 4.1.1, dass insgesamt drei Raumklassen (23, 37, 39) aufgrund von deren klimatischen Eigenschaften nicht mehr vorkommen und bis auf fünf Raumklassen (7, 8, 13, 14, 25) alle anderen landschaftsökologischen Raumeinheiten z.T. deutlich in ihren Flächenanteilen abnehmen. Die fünf dominierenden Raumklassen nehmen in 2051-80 einen Flächenanteil von 84,4 % der Gesamtfläche Deutschlands ein.

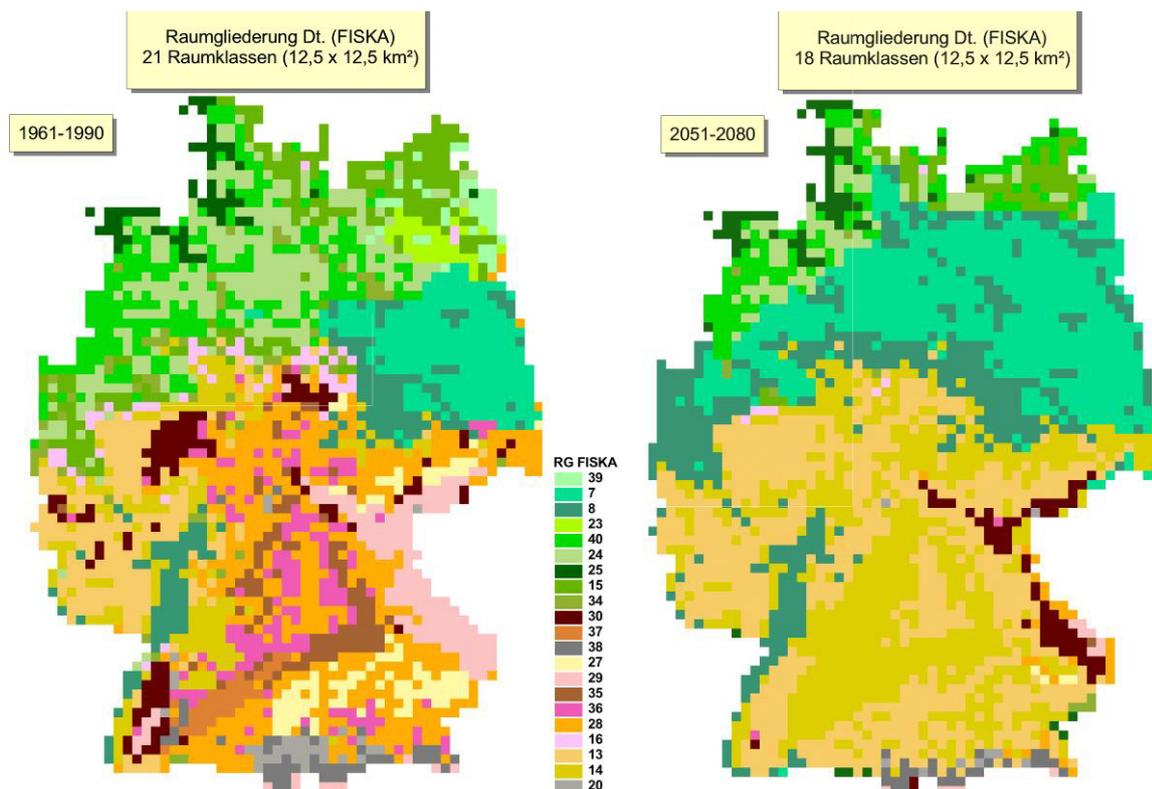


Abbildung 4.1.9: Vorhersage der räumlichen Ausprägung landschaftsökologischer Raumeinheiten zwischen 1961-90 und 2051-80 (verändert nach Holy et al. 2009b, Abb. 1.2, 1.4)

Raumklasse	1961-1990	1991-2020	2021-2050	2051-2080
7	7,6	10,0	13,2	19,9
8	5,4	6,8	9,5	14,3
13	7,1	4,9	18,4	24,9
14	6,3	4,3	16,6	22,9
15	6,7	6,4	4,5	2,3
16	1,7	1,5	0,9	0,2
20	1,1	1,1	0,9	0,3
23	1,2	1,3		
24	10,0	8,5	7,7	3,1
25	2,0	2,2	2,1	2,4
27	3,2	3,2	2,4	0,1
28	16,6	18,5	6,5	0,9
29	4,9	5,3	1,2	0,4
30	3,5	4,3	3,4	2,2
34	2,2	1,5	1,0	0,3
35	3,3	3,6	1,5	0,0
36	5,1	5,6	1,3	0,1
37	1,2	1,2	0,8	
38	1,6	1,6	1,3	0,9
39	1,3	1,7		
40	8,0	6,4	6,7	4,5
BRD	100	100	100	100

Tabelle 4.1.1: Flächenanteile der landschaftsökologischen Raumklassen pro Zeitscheibe 1961-90, 1991-2020, 2021-50, 2051-80 (Holy et al. 2009b)

Messnetzplanung. Da landschaftsökologische Raumklassen im Hinblick auf abiotische und biotische Standortbedingungen relativ homogene Teilräume und als solche Rezeptoren für stoffliche Einträge darstellen, sollte die räumliche Struktur von Umweltmessnetzen auf entsprechende fachlich und statistisch valide Raumgliederungen ausgerichtet werden (Schröder et al. 2001). Dies stellt sicher, dass keine Raumklassen / Komplexrezeptoren in dem jeweiligen Messnetz unter- bzw. überrepräsentiert sind. Die Besetzung jeder Raumklasse mit Umweltmessstandorten sollte dabei derart erfolgen, dass deren prozentuale Besetzung mit Messstandorten dem jeweiligen Flächenanteil dieser Raumklasse an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebiets entspricht. Dieser als landschaftsökologische Häufigkeitsrepräsentanz von Schröder et al. (2001) bezeichnete Sachverhalt wurde in mehrerer Teilstudien im Hinblick auf verschiedene Umweltmessnetze untersucht (Graef et al. 2003, 2005; Schröder et al. 2001; Schröder 2003, Pesch et al. 2007b, 2008c). Die Abbildung 4.1.10 zeigt hierzu zwei verschiedene Anordnungen von Standorten aus dem bundesweiten Moos-Monitoring. Links dargestellt ist die kartografische Veranschaulichung der Landschaftsrepräsentanz des Moos-Monitoring Messnetzes 2000 (1028 Standorte) mit einer maximalen Über- bzw. Unterrepräsentierung von ca. 3 %. Rechts dargestellt ist das gemäß verschiedener Effizienz- und Suffizienz Kriterien auf 720 Standorte reduzierte Messnetz 2000. Es zeigen sich bezüglich der prozentualen Unter- bzw. Überbelegung kaum Unterschiede. Die mit dieser Darstellung verbundene Messnetzoptimierung im Moos-Monitoring 2005 wird im Detail im Kapitel 6 behandelt.

Die in diesem Abschnitt vorgestellten möglichen Anwendungen landschaftsökologischer Referenzsysteme im Umweltmonitoring werden im Kapitel 5 im Hinblick auf mögliche Anwendungsfelder vorgestellt und diskutiert. Vorab erfolgt allerdings eine ausführliche Beschreibung der in marinen Lebensräumen stattfindenden Aktivitäten zur ökologisch orientierten Klassifikation des Meeresgrunds.

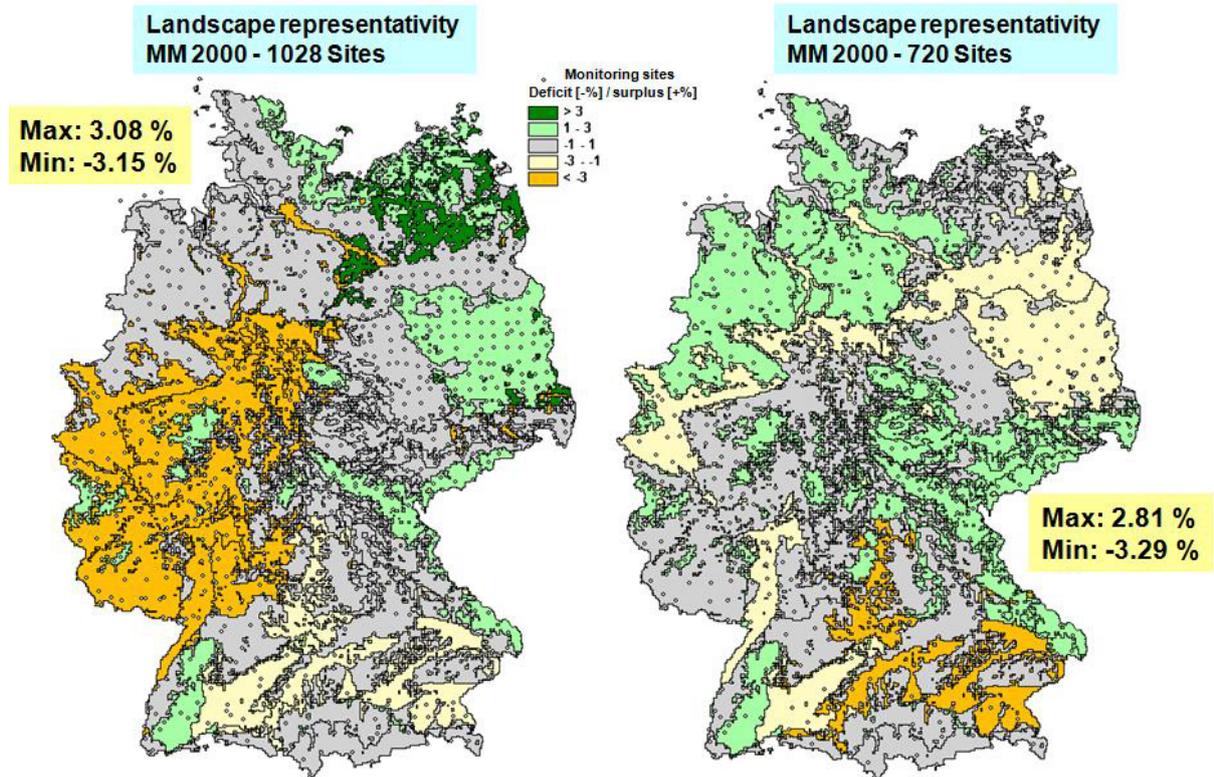


Abbildung 4.1.10: Analyse der Landschaftsrepräsentanz des bundesweiten Moos-Monitorings 2000 mit unterschiedlichen Messnetzkonfigurationen (eigene Darstellung)

4.2 Ökologische Raumgliederung des Meeresgrunds

Aufgrund des stetig anwachsenden Nutzungsdrucks in marinen Lebensräumen wird die räumliche Erfassung und Charakterisierung benthischer Lebensräume als naturschutzfachliche Bewertungsgrundlage sowie als räumliche Planungs- und Referenzgrundlage für Umweltdatenerhebungen dringend benötigt. Wie bei den terrestrischen Landschaftsgliederungen sollten auch marine Raumgliederungen für den jeweiligen Untersuchungsraum hinsichtlich biotischer und abiotischer Standortfaktoren homogene Raumeinheiten abbilden, die sich im Hinblick auf diese Faktoren möglichst deutlich voneinander unterscheiden. Das nun folgende Kapitel widmet sich in der Literatur dokumentierten Verfahren zur räumlichen Klassifizierung des Meeresgrunds. Derartige Raumgliederungen finden insbesondere seit dem

Beginn dieses Jahrhunderts zunehmende Berücksichtigung in der internationalen Forschungsliteratur, auch wenn erste diesbezügliche Arbeiten schon wesentlich früher publiziert wurden. Ein Beispiel hierfür ist die von Hermann Wattenberg (1949; zitiert aus ICES 2003, Anhang 8) publizierte und auch heute noch immer verwendete natürliche Klassifizierung der Ostsee. Darüber hinaus legt Zenkevitch (1963; zitiert aus ICES 2003, Anhang 8) eine erste auf das Vorkommen benthischer Lebensgemeinschaften ausgerichtete Meeresgrundtypologisierung für denselben Untersuchungsraum vor. Im Hinblick auf den Nordseeraum wurden bereits zu Beginn des letzten Jahrhunderts erste hypothetische Verbreitungskarten über benthische Lebensgemeinschaften von Petersen (1914; zitiert aus Künitzer et al. 1992) vorgelegt.

Eine aktuelle, globale biogeografische Klassifizierung des Schelf- und Küstenbereichs wird von Spalding et al. (2007) präsentiert. Die dort abgebildeten 232 biogeografischen marinen Ökoregionen basieren auf umfassenden Literaturstudien und bilden weltweite Meeresregionen in einer groben räumlichen Differenzierung ab. Die Nord- und Ostsee wird dabei jeweils einer biogeografischen Ökoregion zugeordnet. Räumlich differenziertere Klassifizierungen des Meeresgrunds finden sowohl innerhalb nationaler wie internationaler Aktivitäten statt. Bezogen auf den europäischen Raum sind hierbei v.a. die länderübergreifenden Aktivitäten von OSPAR (Oslo Paris Übereinkommen - für den Nordseeraum sowie den gesamten nordöstlichen Atlantikraum) sowie von HELCOM (Helsinki Kommission - für den gesamten Ostseeraum) zu nennen. Innerhalb der von OSPAR und HELCOM eingerichteten Arbeitsgruppen werden Vorgaben für zu schützende Biotop- und Lebensraumstrukturen gegeben (Kap. 4.2.1). Ferner geben EU-weite Richtlinien Kriterien vor nach denen Lebensraumstrukturen abzugrenzen sind. Hier zählen z.B. die Fauna-Flora-Habitatrichtlinie (FFH-Richtlinie – EU 1992) sowie die EU-WRRL (Kap. 2.2).

Ein wichtiges Podium zur Veröffentlichung und Diskussion nationaler wie internationaler Aktivitäten zur Klassifizierung des Meeresgrunds bilden die seit 1999 jährlichen Treffen der WGMHM ICES (ICES 2000 – 2011). Die bislang erschienen zwölf Arbeitsberichte dieser Veranstaltungen geben einen umfassenden Überblick der im europäischen wie nordamerikanischen Raum laufenden internationalen wie nationalen Typologisierungen des Meeresgrunds. Vertiefend behandelt werden dabei die für eine Meeresgrundklassifizierung zu verwendenden Daten sowie die zu ihrer Erhebung anzuwendenden empirischen Methoden. In den letzten Jahren werden ferner die GIS-gestützten und prädiktiv statistischen Verfahren behandelt, die für die Verarbeitung der erhobenen Primärdaten zu Meeresgrundkarten Verwendung finden sollten. Dies beinhaltet auch Fragen der statistischen Sicherheit der zu erstellenden Karten (ICES 2009 Annex 6). In Ergänzung zu der ICES WGMHM bieten die seit 2000 stattfindenden jährlichen Konferenzen der Marine Geological and Biological Habitat Mapping (Geohab) entsprechend agierenden

WissenschaftlerInnen ein weiteres Podium zur Veröffentlichung und Diskussion von Forschungsergebnissen über die räumliche Gliederung der marinen Umwelt (Barrie et al. 2005; Boyd et al. 2006, Brylinskiy et al. 2008; Geohab 2012; Grehan et al. 2004; Harris & Butler 2003; Kotilainen & Kaskela 2011; Lafoy et al. 2007; Lamarche 2010; Todd et al. 2002; Thorsnes & Picard 2009). Im Vergleich zu ICES geben die Veranstaltungen einen weltweiten Überblick entsprechender Aktivitäten, einschließlich denen in den südamerikanischen, afrikanischen, asiatischen und ozeanischen Meeresgebieten.

Die nun folgende Beschreibung des Forschungsstands mariner Landschaftsgliederungen orientiert sich an den seit 13 bzw. 11 Jahren in den ICES-Berichten bzw. GeoHab Konferenzbänden dokumentierten Forschungsarbeiten sowie auf begutachteten Veröffentlichungen, die im Zuge der Auswertung dieser Berichte recherchiert wurden. Entsprechend der Zielsetzung der Arbeit ist die Aufarbeitung des Forschungsstands dabei auf methodologische Aspekte ausgerichtet, wobei keine vollständige Auflistung aller weltweit vorkommenden Lebensraumkartierungen durchgeführt wurde. Es erfolgt vorab eine Beschreibung der für Meeresgrundklassifizierungen zu verwendenden Datengrundlagen (Kap. 4.2.1). Anschließend werden die weltweit dokumentierten nationalen wie internationalen Aktivitäten zur Kartierung des Meeresgrunds zusammengefasst. Wie bei den in der terrestrischen Landschaftsforschung entwickelten Klassifikationsansätzen kann man auch die in den marinen Umweltwissenschaften konzipierten Typologisierungsschemata in expertenbasierte und objektiv statistische Verfahren unterscheiden, wobei auch hier in der Umsetzung zumeist eine Mischform beider Ansätze zu beobachten ist. Nichtsdestotrotz werden die recherchierten marinen Raumgliederungsansätze getrennt in den Kapitel 4.2.2 (Expertenbasierte Verfahren) sowie 4.2.3 (Objektiv-statistische Ansätze) behandelt. Im Hinblick auf expertengestützte Klassifikationsschemata wird sich auf den europäischen und insbesondere den deutschen Raum fokussiert.

4.2.1 Input-Größen zur Klassifizierung des Meeresgrunds

Die bei biologischen Meeresgrundklassifizierungen zu verwendenden Daten sollen nach WGMHM (ICES 2006, Annex 6: *Generic specification for predictive habitat mapping datasets*) sowohl benthosbiologische wie auch abiotische Geoinformationen umfassen. Benthosbiologische Informationen sollen v.a. Messdaten zu Abundanzen und zur Diversität benthischer Organismen sowie zu benthischen Lebensgemeinschaften, die aus Abundanzinformationen abgeleitet werden, beinhalten. Die für eine Kartierung heranzuziehenden abiotischen Geodaten umfassen v.a. bathymetrische Informationen, die entweder punktuell oder mit Hilfe verschiedener Fernerkundungsverfahren gewonnen werden. Aus der Wassertiefe lassen sich ferner morphologische Eigenschaften des Meeresgrunds ableiten, die für die Le-

bensbedingungen der benthischen Lebewelt prägend sind. Maßgeblich für das Auftreten v.a. endofaunistischer Arten sind sedimentologische Eigenschaften des Meeresgrunds, die sich in Form von Sedimenttypen und Korngrößenverteilungen abbilden lassen. Sedimentdaten können sowohl in Form punktueller Sedimententnahmen als auch flächenhaft mit Hilfe von Echolot- und Seitensichtsonar erfasst werden (Kenny et al. 2003). Weitere für das Benthos gemäß der ICES WGMHM als relevant erachtete Informationen umfassen die Entfernung zur Küstenlinie, die mit der Wassertiefe eng korrelierten photischen Bedingungen am Meeresgrund sowie hydrographische Variablen, stellvertretend für die physikalische Beanspruchung des Meeresgrunds (wie z.B. Angaben zur Dünung, Meeresströmungen, Durchmischung der Wassersäule, Variation des Tidendstands / Schwankungen der Meeresspiegelhöhe). Ferner werden physikalische Merkmale wie die horizontale und vertikale Temperatur – und Salzgehaltsprofile sowie chemische Standortfaktoren genannt. Letztere umfassen z.B. die Azidität der Wassersäule sowie des Sediments, die Konzentration an gelösten Gasen (Sauerstoff, Methan) sowie die Nährstoffverhältnisse. Nährstoffeinträge wie Stickstoff und Phosphor werden dabei maßgeblich beeinflusst durch anthropogene Aktivitäten und können über vermehrtes Algenwachstum in der oberen Wassersäule zu Sauerstoffmangelsituationen am Meeresgrund führen.

Die Eignung der jeweiligen Kenngrößen für die Klassifizierung des Meeresgrunds in der Praxis variiert je nach Untersuchungsgebiet und Datenverfügbarkeit. So kommt der Salinität im Ostseeraum aufgrund größerer horizontaler Gradienten eine weitaus höhere Bedeutung für die benthischen Lebensbedingungen zu als dies im Nordseeraum der Fall ist. Für die im Kapitel 4.2.3 beschriebene benthosbiologische Zonierung der deutschen Nordsee erachten Rachor & Nehmer (2003, S. 19) die Bodenmorphologie, die Korngrößen des Substrats, hydrographische Standortcharakteristika wie Strömungen und Salzgehaltsverteilungen sowie den Küstenabstand als bedeutend. Ferner werden die anorganische Nährstoffversorgung, die photischen Bedingungen, Informationen zur Primärproduktion sowie biologische Standortbedingungen wie z.B. das Vorhandensein substratbeeinflussender benthischer Organismen als Einflussvariablen genannt. Die meisten dieser Variablen sind z.T. eng miteinander korreliert und von daher in ihrem Einflussgrad auf die benthische Lebewelt schwer voneinander abzugrenzen (Rachor & Nehmer 2003, S. 19). So korreliert der Abstand zur Küste eng mit der Bathymetrie, den Salinitäts- und Temperaturverhältnissen sowie mit der Zufuhr von über Land eingetragenen Nährstoffen. Korrelationen zwischen abiotischen Deskriptoren sollten bei einer assoziativ-statistisch gerichteten Analyse des Zusammenhangs zwischen dem Vorkommen benthischer Arten und abiotischen Standortbedingungen berücksichtigt werden.

4.2.2 Expertenbasierte Klassifikationsverfahren

Die Beschreibung expertengestützter Klassifikationsansätze zur Typologisierung des Meeresgrunds konzentriert sich im Folgenden vorrangig auf den europäischen Raum, wobei zwischen Klassifikations-schemata für marine Landschaften oder Ökoregionen und Biotopkarten bzw. Biotoptypenkarten unterschieden wird.

Marine Landschaftsgliederungen. Expertengestützte Klassifizierungen von marinen Landschaften bilden z.B. die von Spalding et al. (2007) sowie Wilkenson et al (2009) vorgelegten globalen bzw. auf den nordamerikanischen Raum bezogene Klassifikationssysteme. Die Abgrenzung der bei Spalding et al. (2007) dokumentierten 238 globalen Ökoregionen in Schelf und Küstenzonen basiert auf bislang erarbeiteten globalen, kontinentalen und regionalen Typologisierungen. Die dabei genutzten Abgrenzungskriterien umfassen die Wassertiefe, hydrographische Variablen, die Primärproduktion sowie die in Abhängigkeit der trophischen Bedingungen etablierten Tierarten. Eine andere im kontinentalen Kontext geschaffene marine Ökoregionalisierung ist die für den nordamerikanischen Raum in drei Differenzierungsstufen präsentierte marine Ökoregionalisierung von Wilkenson et al. (2009). Hier erfolgte die Festlegung der Abgrenzungen der Ökoregionen ebenfalls auf Basis existierender Systeme und Expertenmeinungen sowie anhand von Daten über ozeanografische und physiogeografische sowie, falls vorhanden, auch faunistische Kenngrößen. Die Abgrenzungen wurden im Rahmen eines Expertenforums aus Vertretern Kanadas, der USA und Mexikos unter fachwissenschaftlichen Gesichtspunkten abgestimmt. Auch in Australien wurde eine expertengestützte Klassifizierung des Meeresgrunds in dem *National Marine Bioregionalisation Projekt* durchgeführt (Heap et al. 2005). Dies erfolgte in fünf Hierarchieebenen (*Ocean Basins, Ocean Climate Zones, Primary Bathymetric Units, Provincial Bioregions, Biomes*). Die dabei verwendeten Daten umfassen hydrografische (z.B. Wellenenergie am Meeresgrund, Tideeinflüsse), sedimentologische (z.B. Korngrößenanteile), physikalisch-chemische (z.B. Temperatur, Salinität, Nährstoffe), bathymetrische sowie biologische (Vorkommen von Grundfischen, Vorkommen spezieller Schwammarten, Primärproduktion) Informationen.

Klassifikationsschemata für europäische Meeresgebiete wurden bislang für die Küsten- und Übergangsgewässer von Nord- und Ostsee durch die EU-WRRL umgesetzt. Die WRRL enthält Vorgaben zur Abgrenzungskriterien für Wasserkörper im Küstenbereich (Schernewski & Wiegalt 2004). Diese basieren auf den Faktoren geographische Lage, Bathymetrie und Salzgehalt.

Für die gesamten deutschen Meeresgebiete legen Wende et al. (2007) naturräumliche Gliederungen für die deutsche Nord- und Ostsee vor. Unterschieden wurden dabei acht Teilregionen für die Nordsee sowie sechs Teilregionen für die Ostsee. Als relevante Gliederungsvariablen werden die Kriterien Hyd-

rografie, Wasserqualität, Zusammensetzung von Benthoslebensgemeinschaften, Topographie und Sedimente sowie die klimatischen Bedingungen genannt. In den Ausführungen von Wende et al. (2007) aus dem Abschlussbericht des FuE-Vorhabens *Naturschutzfachlicher Planungsbeitrag des Bundesamtes für Naturschutz zur Aufstellung von Zielen und Grundsätzen der Raumordnung für die deutsche Ausschließliche Wirtschaftszone der Nord- und Ostsee* wird bezüglich der Nordsee auf die von Rachor & Nehmer (2003) vorgeschlagenen naturräumlichen Einheiten Bezug genommen. Rachor & Nehmer (2003, S. 20) führen dabei die Wassertiefe, die Sedimentzusammensetzung sowie den Abstand zur Küste als die wesentlichen Unterscheidungskriterien an.

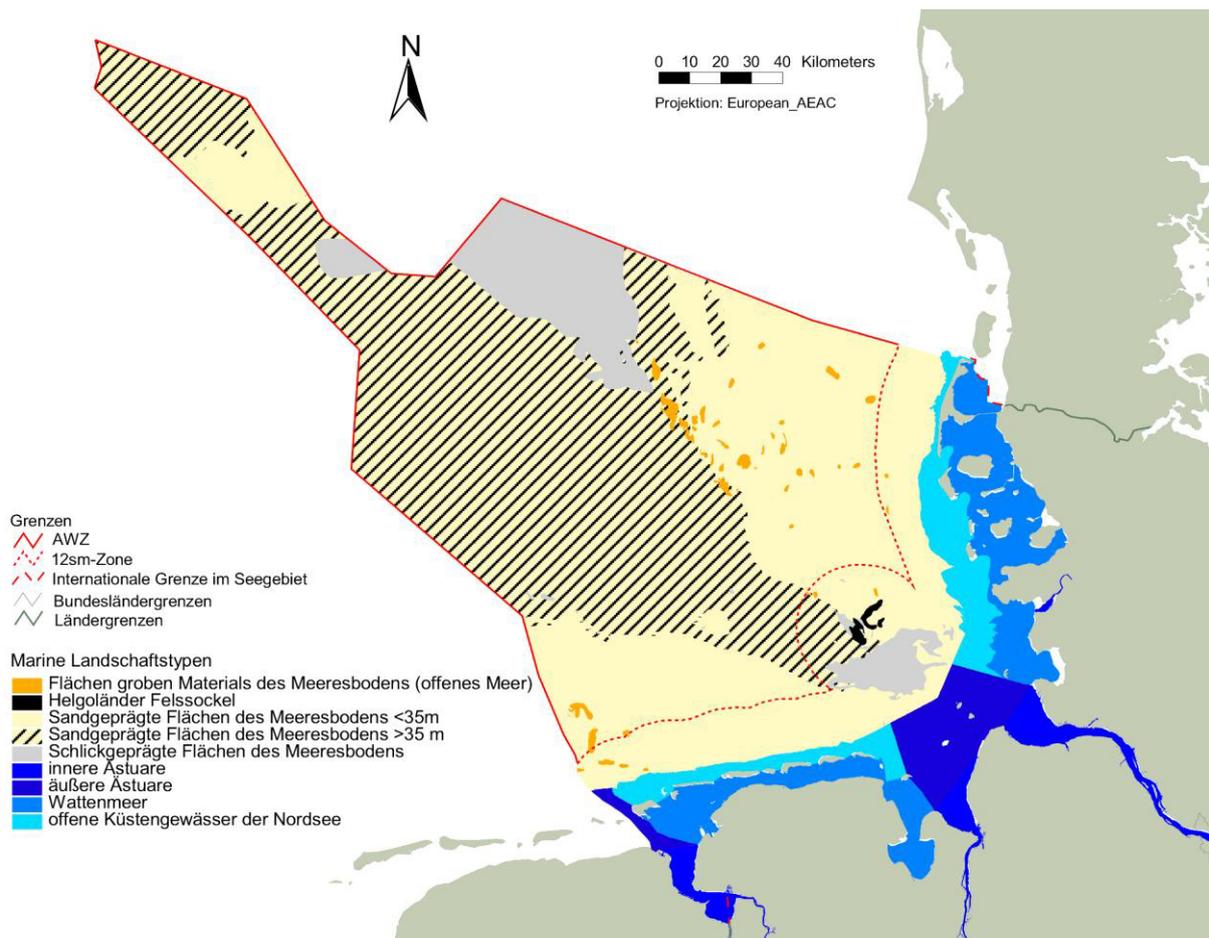


Abbildung 4.2.1: Marine Landschaftstypen in der deutschen Nordsee (verändert nach Bioconsult 2010, Anhang 1)

Eine datenbasierte Kartierung von marinen Landschaftstypen für die deutsche Nord- und Ostsee legt Bioconsult (2010) vor. Diese wurden auf Basis von Daten zur Hydrographie, Geomorphologie, Sedimentstruktur, Bathymetrie sowie zu den photischen Bedingungen ausgehend von fachlichen Überlegungen abgeleitet. Die Umsetzung der erarbeiteten Klassifikation erfolgte über ein Zusammentragen entsprechend verfügbaren Daten in einem GIS sowie der darauf folgenden Klassifikation und Zusam-

menführung der Einzelkarten zu marinen Landschaftstypen. Die Abbildung 4.2.1 zeigt das entsprechende Ergebnis für die Nordsee, Abbildung 4.2.2 für die Ostsee.

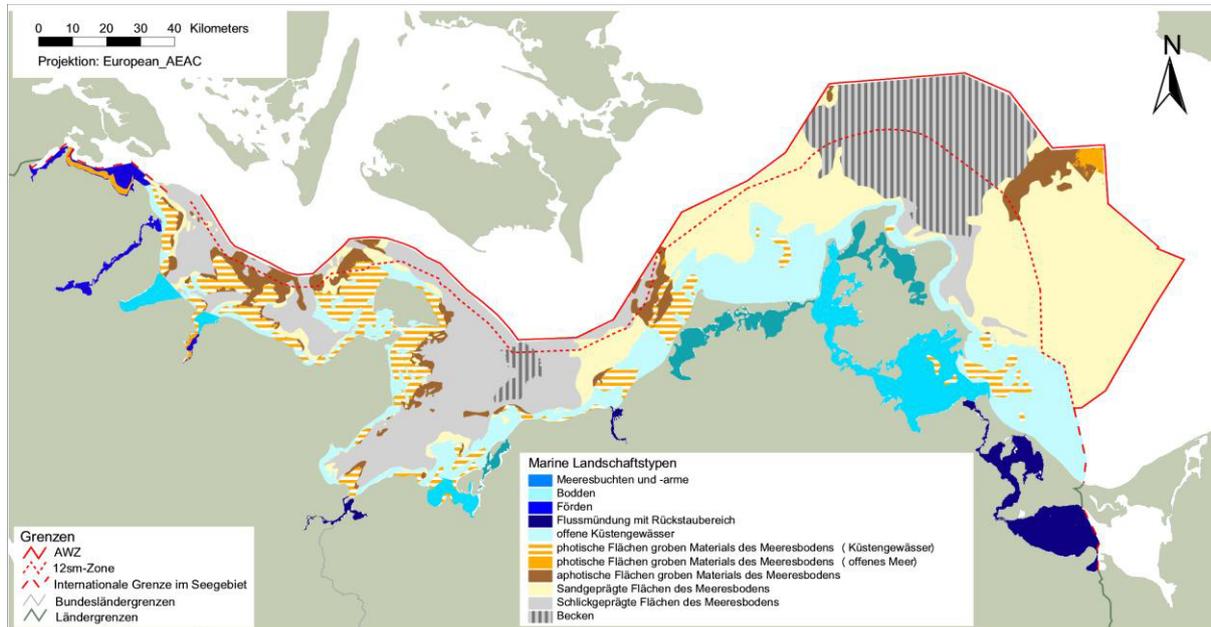


Abbildung 4.2.2: Marine Landschaftstypen in der deutschen Ostsee (verändert nach Bioconsult 2010, Anhang 2)

Biotopkarten für den Meeresgrund der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee werden derzeit in einem laufenden, vom BfN finanzierten Forschungsvorhaben *Kartierung und Registrierung der marinen Lebensraumtypen bzw. Biotope in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (Cluster 6)* erarbeitet (Darr et al. 2012, 2013). Das auf einen Gesamtzeitraum von ca. 12 Jahren ausgerichtete Vorhaben strebt eine flächendeckende Meeresgrundkartierung der deutschen AWZ an. Unter Verwendung verfügbarer sedimentologischer Flächenkarten und benthobiologischer Punktdaten sowie weiteren Geodaten zu abiotischen Standortfaktoren erfolgt die Biotop- bzw. Biotoptypenkartierung zunächst unter Anwendung vorgegebener Kartierungsanleitungen. Zu diesen zählen die vom BfN herausgegebenen Anleitungen für die gemäß §30 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) zu schützenden Biotope *Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna (Nordsee)* sowie *Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe*. Ferner sollen die Rote Liste Biotoptypen nach Riecken et al. (2006) kartiert werden. Die von Riecken et al. (2006) angewendete Methodik zur Zusammenfassung von Biotopen zu Biotoptypen erfolgte in zwei Schritten. Im ersten Schritt wurden benthische Biotope der Nord- und Ostsee gemäß der Bathymetrie und der Entfernung zur Küste in zwei Hauptgruppen unterteilt. Anschließend erfolgte eine Ausdifferenzierung gemäß der Sedimenteigenschaften und biogen geprägter Biotope (z.B. Seegrasvorkommen).

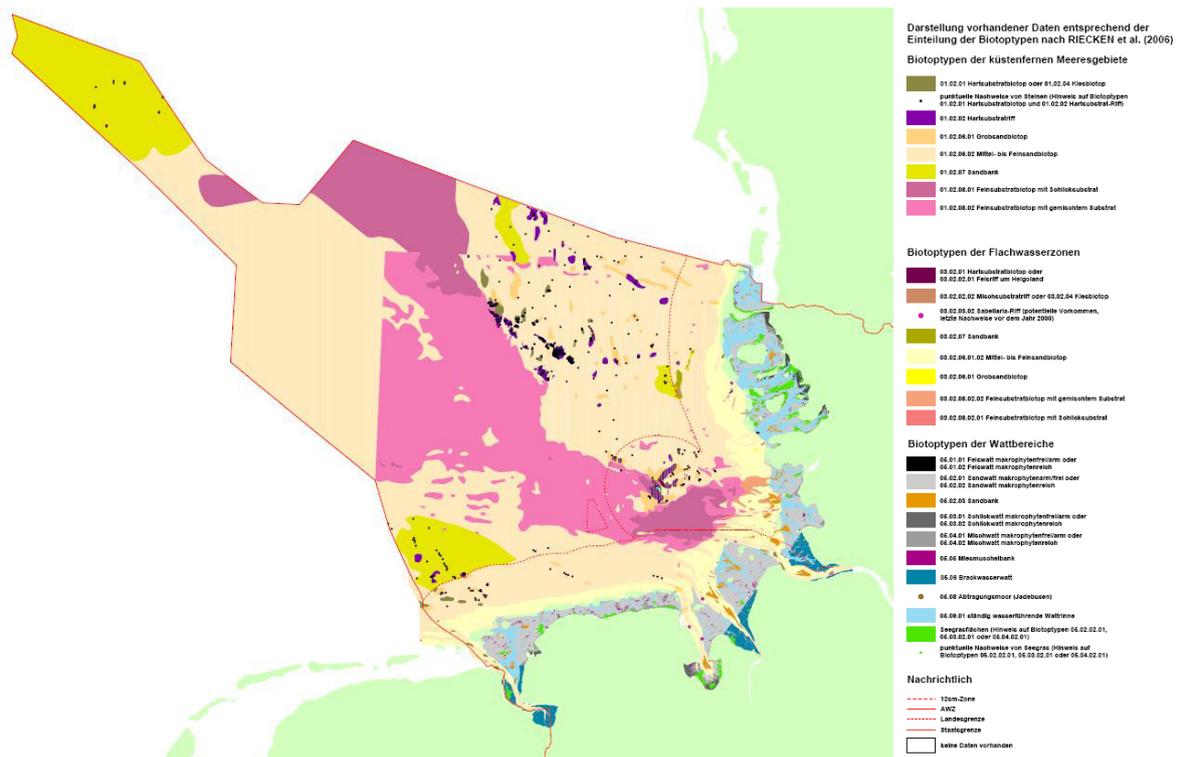


Abbildung 4.2.3: Stand der Biotypenkartierung gemäß der Roten Liste nach Riecken et al. (2006) – Nordsee (verändert nach Bioconsult 2010, Anhang 5)

Die Anwendung der Biotypenkartierung gemäß Riecken et al. (2006) mit Hilfe verfügbarer Daten wurde bereits von Bioconsult (2010) erprobt: Zur Anwendung kamen flächendeckende Daten zur Bathymetrie und zur Sedimentstruktur. Sandbänke und Riffe wurden über entsprechende Daten zu den FFH-Lebensraumtypen des Bundes und der Küstenländer abgebildet. Gleiches gilt für die biogen geprägten Biotope, wobei ergänzend auf Daten des BfN und des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde (IOW) zurückgegriffen wurde. Wie in den Abbildungen 4.2.3 sowie 4.2.4 zu sehen, konnten von Bioconsult (2010) flächendeckende Biotypenkarten hergestellt werden. Allerdings stellen diese keine vollständigen Biotypenkarten dar, da es auf der Basis der zur Verfügung stehenden Datenlage nicht möglich war, alle bei Riecken et al. (2006) aufgeführten Rote Liste Biotypen abzubilden. Die Autoren verweisen daher darauf, dass die in dem Vorhaben erstellten Karten keine Biotypenkarten im engeren Sinne darstellen. Vielmehr veranschauliche diese den seinerzeitigen Stand an Geoinformationen, die für die Abbildung von Rote Liste Biotypen in den deutschen Meeresgebieten zur Verfügung standen (Bioconsult 2010, S. 49).

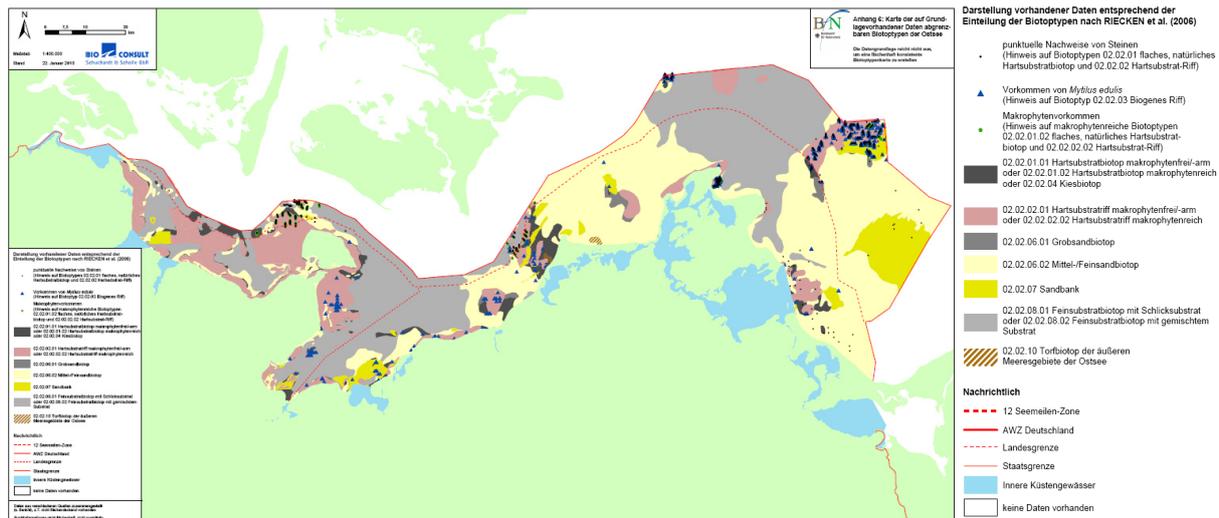


Abbildung 4.2.4: Stand der Biotoptypenkartierung gemäß der Roten Liste nach Riecken et al. (2006) – Ostsee (verändert nach Bioconsult 2010, Anhang 6)

Weitere Abgrenzungskriterien besonders schützenswerter Lebensräume werden durch OSPAR für den nordöstlichen Atlantik vorgeschlagen (OSPAR 2008). Basierend auf einer Liste über gefährdete Arten gibt die OSPAR Kommission in Zusammenarbeit mit der European Environmental Agency (EEA) mittlerweile 16 benthische Lebensraumtypen vor, darunter Seegraswiesen, Sandkorallenriffe sowie Austern- und Miesmuschelbänke. Die Umsetzung der Kartierung nach der OSPAR-Habitatklassifikation wird durch das Joint Nature Conservation Committee (JNCC) in Großbritannien koordiniert. Die erforderlichen Daten werden von den OSPAR-Mitgliedsstaaten jährlich an das JNCC übermittelt. Bis 2009 konnten so ca. 20.000 Datensätze für die OSPAR Region gesammelt werden (ICES 2009). Bezogen auf die Ostsee hat HELCOM ein expertengestütztes System zur Einteilung von benthischen marinen Biotopen und von Küstenbiotopen herausgegeben, das den Anrainerstaaten als Leitfaden zur Einrichtung von Schutzgebieten zur Verfügung gestellt wurde (HELCOM 1998). Gemäß dieser *Red list of marine and coastal biotopes and biotope complexes of the Baltic Sea, Belt Sea and Kattegat* werden benthische Biotope dabei gemäß sedimentologischer, bathymetrischer und photischer Kriterien sowie anhand des Makrophytenvorkommens differenziert. Insgesamt werden für die gesamte Ostsee so 94 benthische Biotope unterschieden. HELCOM strebt derzeit an, die Klassifikation zu einer hierarchischen Klassifikation benthischer Lebensräume im Sinne des European Nature Information Systems (EUNIS) weiterzuentwickeln (ICES 2010, S. 5). Die EUNIS Klassifikation ist ein hierarchisches Verfahren zur Abgrenzung von Lebensräumen gemäß biotischer und abiotischer Standortfaktoren (Davies et. al 2004). Es spielt für die europaweit angestrebte harmonisierte Lebensraumkartierung eine wichtige Rolle und soll daher im Folgenden näher beschrieben werden.

EUNIS. Das übergreifende Ziel von EUNIS ist die europaweite Harmonisierung von terrestrischen und marinen Lebensraum-Kartierungen und zielt auf eine Vereinfachung und Vereinheitlichung entsprechender Aktivitäten in Europa ab. Gemäß der auf der fünften Internationalen Konferenz zum Schutz der Nordsee getroffenen Erklärung von Bergen soll das EUNIS-Modell auch für die Klassifizierung benthischer Lebensräume in Europa verwendet werden (OSPAR 2006). Die wichtigsten Umsetzungsbeispiele hierfür finden sich in den internationalen Kooperationsvorhaben EUSeaMap, Mapping European Seabed Habitats (MESH – JNCC 2008) und MESHAtlantik (Monteiro et al. 2012) sowie dem damit in organisatorischer und methodischer Hinsicht eng verbundenen UKSeaMap Projekt aus Großbritannien (McBreen et al. 2011). Eine weitere, auf die Doggerbank der Nordsee beschränkte EUNIS-Kartierung bis zur Ebene 4 wird ferner von Diesing et al. (2009) präsentiert. Das Ziel des zwischen 2004 und 2008 durchgeführten MESH-Vorhabens war v.a. die Kartierung von Biotoptypen in den Meeren Nordwest-Europas auf Basis der Vorgaben von EUNIS sowie der FFH-Richtlinie (ICES 2004). Beteiligt waren Großbritannien, Irland, Frankreich, Belgien und die Niederlande. Geleitet wurde das Vorhaben durch das Joint Nature Conservation Committee (JNCC), das sich zusammensetzt aus Vertretern der Naturschutzbehörden Englands, Wales, Schottlands und Irlands. Die im MESH-Vorhaben durchgeführten Kartierungen werden derzeit in dem MESH Atlantik Projekt auf Südwest Europa erweitert (Monteiro et al. 2012). Beteiligt sind Irland, Frankreich, Spanien und Portugal. Eines der wichtigsten Ergebnisse des MESH-Vorhabens bildeten Lebensraumkartierungen bis zur EUNIS Ebene 3 (z.T. auch 4) für den gesamten Untersuchungsraum (Coltman et al. 2008; s. Abb. 4.2.5). Ferner wurden auch nationale Karten in einem höheren räumlichen Differenzierungsgrad erstellt. Neben einer webbasierten GIS-Applikation bildet ein weiteres wichtiges Ergebnis von MESH die Entwicklung internationaler Standards und Handbücher für Meeresgrundkartierungen (Coggan et al. 2007). Die Anwendung der EUNIS-Vorgaben auf die im MESH-Vorhaben zur Verfügung stehenden Datengrundlage gelang durch Erweiterung bzw. Modifikation der EUNIS-Regeln. Ein weiteres wichtiges Ergebnis im MESH-Projekt bildet die flächendeckende Kartierung statistischer Unsicherheitsmaße, die sich aus unterschiedlichen Qualitäten der zur Klassifikation herangezogenen Geodaten ergaben (JNCC 2008).

Die bei dem MESH-Vorhaben angewendete Methodik knüpft eng die UKSeaMap-Projekte 2006 und 2010 an, in dem als Folge des Irish Sea Pilot-Projektes (Vincent et al. 2004) marine Landschaftskarten für Großbritannien und Irland erstellt wurden (McBreen et al. 2011). Für die Klassifikation wurden Flächendaten zur Bathymetrie (inkl. daraus abgeleitete Hangneigung), Substrateigenschaften, photische Bedingungen am Meeresgrund sowie die Beanspruchung des Sediments durch Meeresströmungen genutzt. Die Umsetzung und Erweiterung des EUNIS-Regelwerks für die gesamte Nordsee, die Ostsee sowie das westliche Mittelmeer wurde im EUSeaMap-Projekt umgesetzt (Cameron & Askew 2011). Wie

MESH und UKSeaMap wurde auch EUSeaMap durch das JNCC geleitet, beteiligt waren die Länder Dänemark, Schweden, Niederlande, Spanien, Frankreich und Italien.

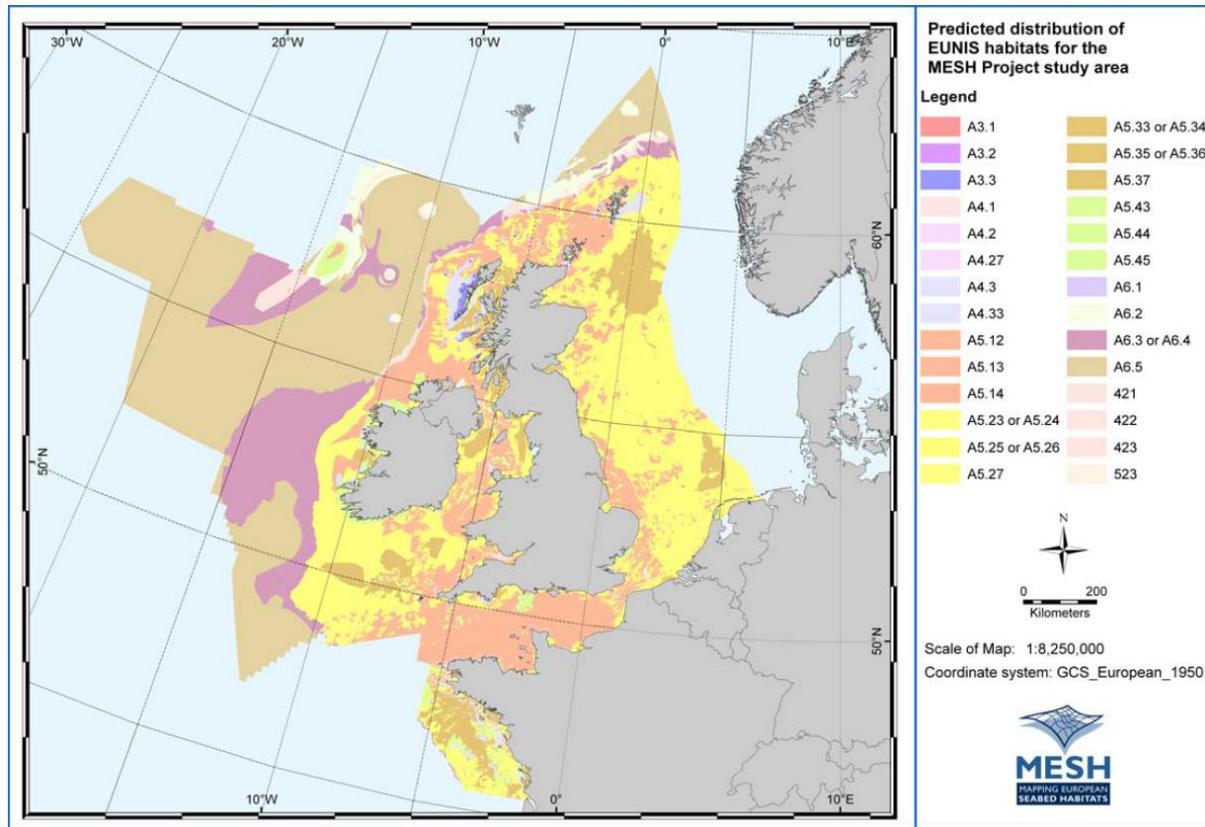


Abbildung 4.2.5: Anwendung des EUNIS Regelwerks im Projekt MESH (Coltman et al. 2008, S. 12)

Bei der EUNIS-Klassifikation werden benthische Lebensräume bislang gemäß vier offizieller hierarchisch angeordneter Differenzierungsstufen unterteilt (Busch 2005; Davies et al. 2004). Dabei werden Informationen zum Substrat, zur Flora und Fauna, zur Bathymetrie, zur Salinität, zu den Sauerstoffverhältnissen und zu organische Anreicherungen am Meeresgrund abgefragt. Die Textur der Substrate spielt bei der EUNIS-Klassifikation dabei eine herausragende Rolle und wird für die Klassifikation auf jeder der vier Differenzierungsstufen benötigt. Angaben zur Bathymetrie werden in EUNIS ab der zweiten Ebene abgefragt, um den Schelfbereich der Meere von der Tiefsee abzugrenzen. Auf der vierten Ebene erfolgt ferner eine Zonierung der sublitoralen Sedimente nach Tiefenzonen. Ferner sind Angaben über den gelösten Salzgehalt im Untersuchungsgebiet erforderlich. EUNIS grenzt Lebensräume weiterhin nach dem Vorkommen von Pflanzen- und Tiergemeinschaften ab, wobei spezielle auf die Art bezogene Informationen erst auf der inoffiziellen fünften Ebene abgefragt werden. Um Sauerstoffarmut herausstellen zu können, erfordert EUNIS ferner Daten, die den Sauerstoffgehalt am Meeresboden quanti-

fizieren. Auch sollten Sedimentproben neben den Korngrößenfraktionen Angaben über abgestorbene Biomasse enthalten.

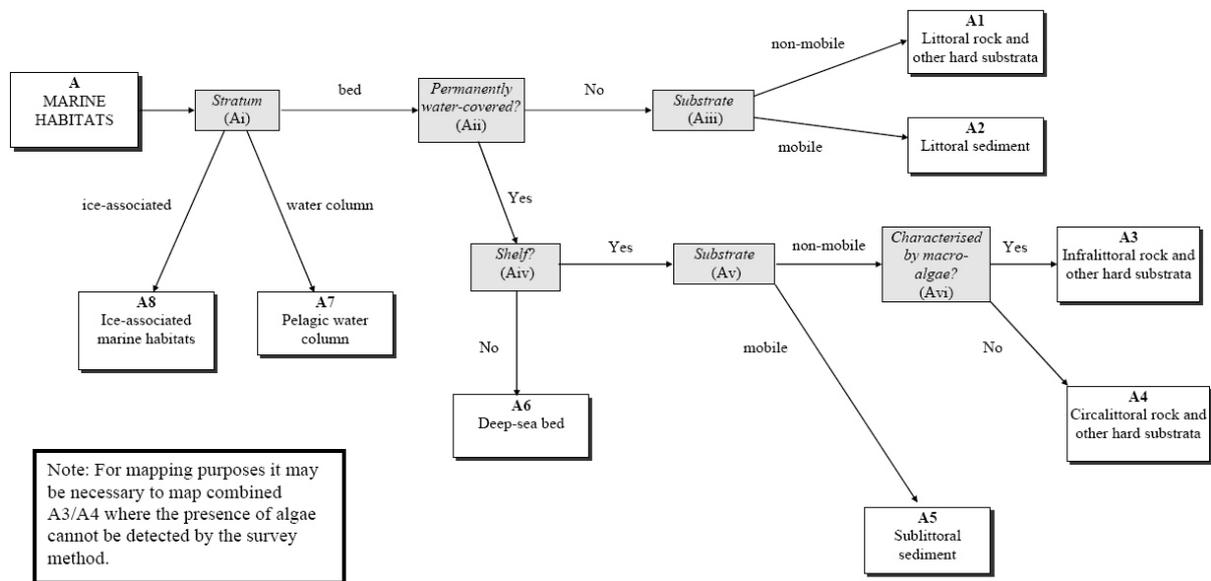


Abbildung 4.2.6: Differenzierung mariner Lebensräume gemäß EUNIS-Ebene 2 (DAVIES et al. 2004, S. 13)

Zur Veranschaulichung der Vorgehensweise bei der EUNIS-Klassifikation für die küstenfernen Bereiche der Nordsee sei auf die Abbildungen 4.2.6 und 4.2.7 verwiesen. In der ersten EUNIS-Ebene erfolgt lediglich eine Unterscheidung in verschiedene terrestrische und marine Lebensraumtypen (Abb. 4.1.1). Die Abbildung 4.2.6 zeigt die Ausdifferenzierung mariner Lebensräume in der EUNIS-Ebene 2. Wie zu sehen, resultieren die Abfragen hinsichtlich küstenferner benthischer Lebensräume in den Klassen A3 (Infralitorales Gestein und andere Hartsubstrate), A4 (Circalitorales Gestein und andere Hartsubstrate), A5 (Sublitorales Sediment) sowie A6 (Tiefsee Grund). Für die deutschen Teile der Nordsee sind ausschließlich die Klassen A3, A4 und A5 relevant. Die Klassen werden in der EUNIS-Ebene 3 weiter ausdifferenziert. Die Abbildung 4.2.7 zeigt das Regelwerk für die sublitoralen Sedimente (A5). Diese gliedern sich demzufolge in sublitorale grobe Sedimente (Klasse A5.1), sublitoraler Sand (Klasse A5.2), sublitoraler Schlick (Klasse A5.3), sublitorale gemischte Sedimente (Klasse A5.4), sublitorale Sedimente dominiert von Makrophyten (Klasse A5.5), sublitorale biogene Riffe (Klasse A5.6) sowie besondere Merkmale sublitoraler Sedimente (Klasse A5.7). Diese Klassen werden anschließend in der vierten EUNIS-Ebene 4 weiter unterteilt. Dies erfolgt anhand der Kenngrößen Salinität, Tiefenzonen (Infralitoral und Circalitoral) sowie gemäß differenzierterer Substratzusammensetzungen. Hierbei verweist EUNIS allerdings auf bestehende Vorgaben, die größtenteils aus der Marine Habitat Classification for Britain and Ireland (Connor et al. 2004) übernommen und in EUNIS integriert wurden (Davies et al. 2004).

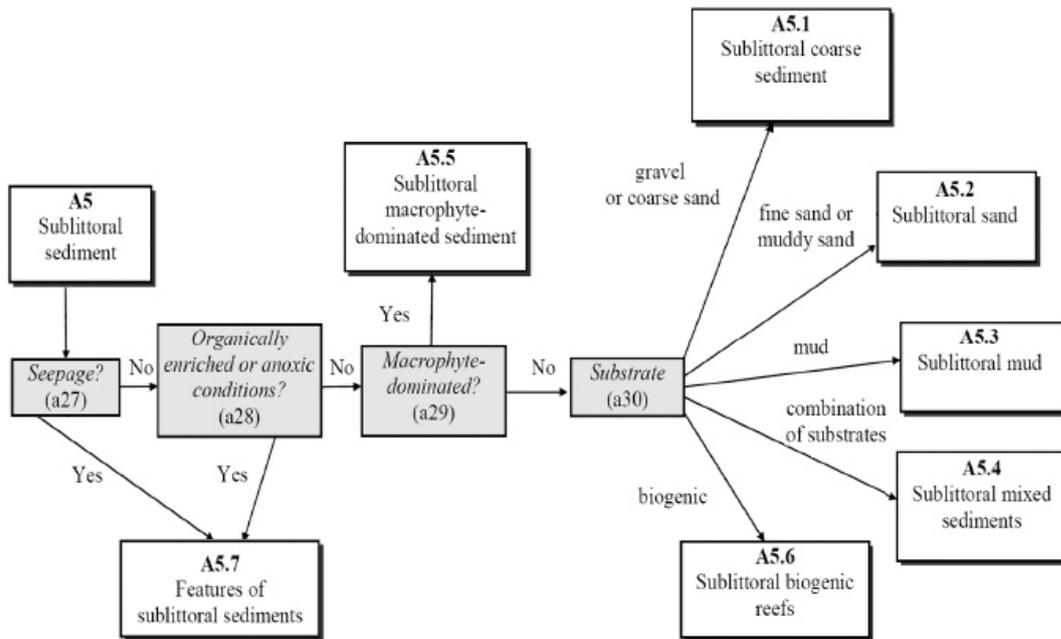


Abbildung 4.2.7: Differenzierung mariner Lebensräume gemäß EUNIS Ebene 3 (Davies et al. 2004, S. 23)

Die Anwendung der EUNIS-Regeln auf vorliegende Daten aus dem Bereich der Nordsee zeigen Busch (2005) sowie Busch et al. (2009a, b) am Beispiel des um 50 km erweiterten Bereich der deutschen AWZ der Nordsee. Hierfür wurden Daten aus einer marinen Geodatenbank genutzt (Schlüter et al. 2006 - s. Kap. 5.1). Für die Umsetzung des EUNIS-Regelwerks wurden punktuelle Messdaten zur Salinität (aggregiert über einen Zeitraum von 1995-2000), zum gelösten Sauerstoff (aggregiert für die Sommermonate Juli-September von 1995-2000) und zu den relativen Anteilen der Korngrößenfraktionen < 63 µm (Schlick), 63-250 µm (Feinsand), 250-1000 µm (Mittelsande) und > 1000 µm (grobe Sedimente nach EUNIS – s.u.) mit geostatistischen Verfahren flächenhaft interpoliert. Bei der Kartierung von größeren Substraten (z.B. Kies, Steine und Riffstrukturen) wurde auf die Sedimentkarte der Deutschen Bucht nach Figge (1981) sowie die Internationale Quartärkarte des Bundesamtes für Bodenforschung (BFB) und der UNESCO von 1970 (Andersen et al. 1970) zurückgegriffen. Die Abbildung von Riffstrukturen erfolgte anhand der FFH-Lebensraumtypen (BfN 2004). Künstliche Hartsubstrate gingen aus einer Wrackkarte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) hervor. Ferner wurde auf eine bathymetrische Karte des Alfred Wegener Instituts für Polar- und Meeresforschung (AWI) in einer Auflösung von 100 m x 100 m zurückgegriffen (Schlüter et al. 2006).

Am Beispiel der für Naturschutzaufgaben wichtigen Ausdifferenzierung von sublittoralen groben Sedimente (A5.1) auf der EUNIS-Ebene 4 soll die Anwendung des EUNIS-Regelwerks anhand der zur Verfügung stehenden Daten dargestellt werden (Busch 2005; Busch et al. 2009 a, b):

Zu den sublitoralen groben Sedimenten sind nach EUNIS alle Sedimentproben zu zählen, die einen dominierenden Korngrößenanteil mit einem Äquivalentdurchmesser von mehr als einem Millimeter aufweisen. Für die Abbildung dieser Sedimentklasse im Bereich des Untersuchungsgebiets wurden die durch geostatistische Interpolation aus den Messdaten berechneten Flächendaten, die Sedimentkarte der Deutschen Bucht nach Figue (1981) sowie die Internationale Quartärkarte von Europa (Andersen et al. 1970) verwendet. Da EUNIS nicht festlegt, ab wann ein Korngrößenanteil von mehr als einem Millimeter als dominant gilt, wurden für die geostatistischen Flächenschätzungen verschiedene Setzungen hierfür ausprobiert und deren Ergebnisse mit den in der Internationalen Quartärkarte von Europa (Andersen et al. 1970) abgebildeten Grobsedimentvorkommen abgeglichen. Es zeigte sich, dass ähnliche Verteilungen grober Sedimente bei einem Anteil von 98 % dargestellt werden konnten.

Gemäß der Salinitätsverhältnisse, des Infralitoral und des Circalitoral sowie gemäß differenzierterer Substratzusammensetzungen wurde die räumlich abgebildeten EUNIS-Klasse A5.1 weiter unterteilt. Das Regelwerk gibt dazu in der vierten Hierarchieebene folgende vier Klassen vor: *Infralitorale grobe Sedimente in reduzierter Salinität* (A5.11), *Infralitorale grobe Sedimente* (A5.12), *Circalitorale grobe Sedimente* (A5.13) sowie *Tiefe circalitorale grobe Sedimente* (A5.14). Bezogen auf die zu klassifizierenden Tiefenzonen schreibt EUNIS vor, dass euphotische (lichtreiche) Wasserschichten von aphotischen (lichtarmen) Schichtungen zu unterscheiden sind. Da die *Marine Habitat Classification for Britain and Ireland* (s.o.) hierzu keine flächendeckend gültige Abgrenzung liefert, wurde aus fachlichen Überlegungen heraus eine Tiefe von 20 m als durchschnittlicher Übergang von euphotischen zu aphotischen Wasserschichten zugrunde gelegt (Busch 2005). Hinsichtlich der Charakterisierung der Salinitätsverhältnisse wurde die in der *Marine Habitat Classification for Britain and Ireland* quantifizierten Salinitätsklassen auf die geostatistisch berechnete Salinitätskarte angewendet: *fully saline*: 30-40 ‰, *variable salinity*: 18-40 ‰, *reduced salinity*: 18-30 ‰ sowie *low salinity*: < 18 ‰. Durch die beschriebene Vorgehensweise konnte eine räumliche Differenzierung der EUNIS-Klasse A5.1 in drei Unterklassen umgesetzt werden, wobei keine Differenzierung in *Circalitorale grobe Sedimente* (A5.13) sowie *Tiefe circalitorale grobe Sedimente* (A5.14) erfolgte. Die Abbildung 4.2.8 zeigt deren räumliche Verbreitung inklusive einer Gesamtschau aller nach EUNIS klassifizierter Lebensräume bis maximal zur Ebene 4 für den erweiterten Bereich des deutschen Teils der Nordsee.

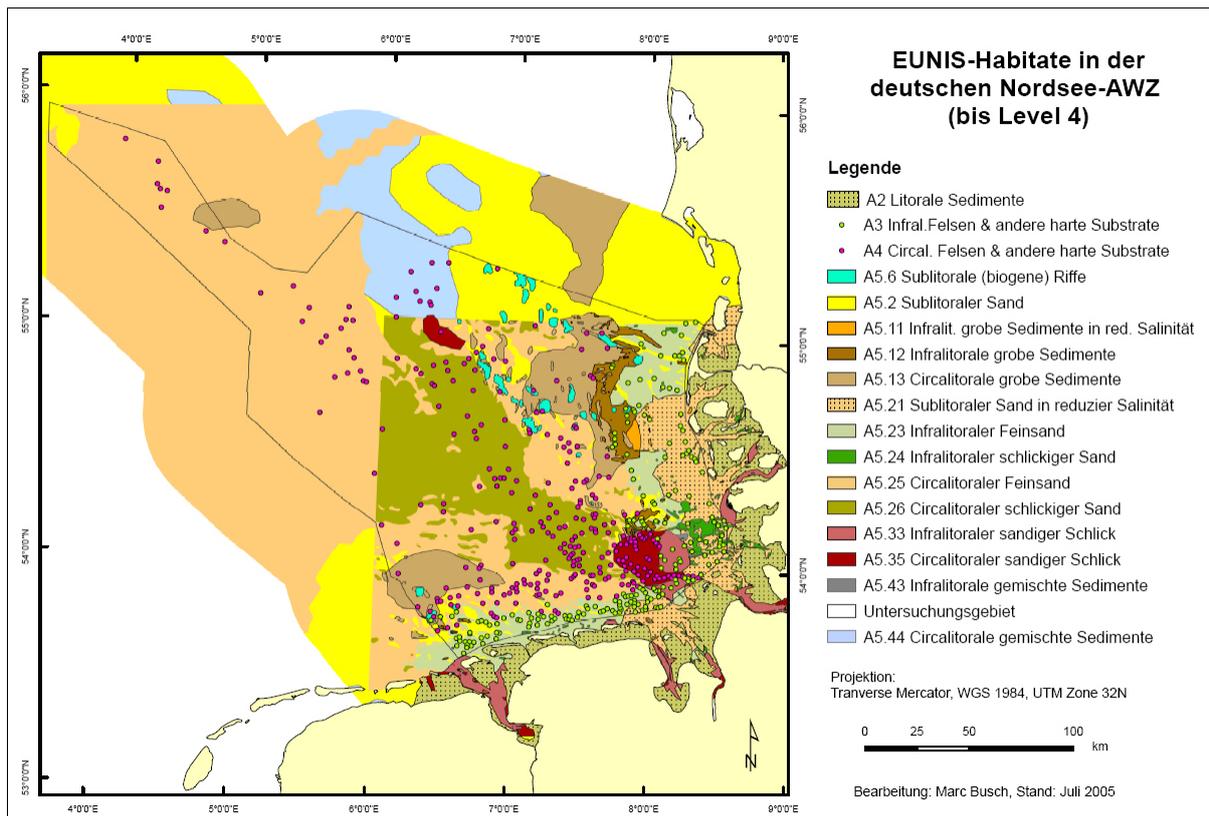


Abbildung 4.2.8: Ergebnisse der Anwendung von EUNIS bis zur Ebene 4 in der deutschen Nordsee (Busch et al. 2009a, Abb. 2)

Die Abbildung 4.2.8 zeigt, dass aufgrund der unterschiedlichen räumlichen Ausdehnung und Auflösung sowie der inhaltlichen Differenzierung der für die Kartierung verwendeten Geodaten keine einheitliche Klassifizierung bis zur Ebene 4 im Untersuchungsgebiet durchgeführt werden konnte. Eindeutig grenzt sich die für die deutsche Bucht verfügbare Sedimentkarte von Figge (1981) gegenüber der internationalen Quartärkarte sowie den geostatistisch interpolierten Korngrößenfraktionskarten ab. Bei dem Übergang der Ausdehnung der Figge-Karte in die zentralen Bereiche der Nordsee zeigt sich dabei neben der klaren niedrigeren räumlichen Auflösung auch die unterschiedliche inhaltliche Differenzierung der für die Klassifizierung genutzten Kartenwerke. So konnte mittels der Figge-Karte die Klasse *Circalitoraler schlackiger Sand* (A.5.26) kartiert werden. Außerhalb des Kartenbereichs ist die Abbildung dieser Klasse nicht möglich gewesen.

Die Untersuchung zeigt sowohl die Möglichkeiten als auch die Schwierigkeiten der Anwendung des EUNIS-Regelwerks auf vorliegende Daten auf. Schwierigkeiten treten v.a. dann auf, wenn die bei EUNIS weich formulierten Auswahlkriterien in Datenbankabfragen umgewandelt werden müssen. So mussten im oben beschriebenen Fall der räumlichen Darstellung der sublitoralen groben Sedimente (A5.1) verschiedene Dominanzgrenzen getestet werden, um eine flächenhafte Darstellung dieser Klas-

se im Untersuchungsgebiet zu ermöglichen. Erreicht werden konnte dies nur durch eine iterative Annäherung an bestehende Kartenwerke, ohne dass deren Qualität hinterfragt wurde. Weitere Probleme bei der Anwendung des EUNIS Regelwerks z.B. im Hinblick auf die räumliche Abgrenzung von Bereichen mit Sauerstoffarmut sind bei Busch (2005) ausgeführt. Bei dieser kritischen Sicht muss allerdings beachtet werden, dass sich das EUNIS Regelwerk nach wie vor in der Entwicklung befindet, wobei regional bedingte Anpassungen notwendig sind und daher ständig durchgeführt werden.

Eine umfängliche Diskussion um die Anwendbarkeit von EUNIS für marinen Lebensräume fand am 23. / 24. April 2012 in San Sebastian (Spanien) statt (Galpasoro et al. 2012). Dabei wurde das Klassifikationssystem hinsichtlich folgender Aspekte als überarbeitungsbedürftig eingestuft (Galpasoro et al. (2012): (1) Erweiterung des Systems um zusätzliche empirisch festgestellte Lebensraumstrukturen; (2) Überarbeitung bestehender EUNIS Klassifikationen zur Optimierung der ökologischen Aussagekraft des Regelwerks; (3) Weiterentwicklung der EUNIS-Ebenen 5 und 6 sowie (4) Anpassung / Erweiterung des Regelwerks im Hinblick auf Tiefseebereiche, das Schwarze Meer sowie die südwestlichen europäischen Meer (v.a. die Atlantic Region). Entsprechend der Schlussfolgerungen von Busch (2005) wurde ferner das Fehlen klarer Klassifikationsregeln bei der Anwendung des Systems auf vorliegende Daten kritisiert.

4.2.3 Objektive GIS-analytische und statistische Ansätze

Eine Alternative zu EUNIS wie auch zu anderen expertengestützten Klassifikationssystemen für benthische Lebensräume bilden objektiv-statistische und GIS-analytische Ansätze, mit denen auf der Basis zur Verfügung stehender Geodaten Verbreitungskarten benthischer Lebensgemeinschaften und Indikatororganismen abgeleitet werden können. Derartige Karten sowie die diesen zugrunde liegenden statistischen Regelwerke können den expertenbasierten Klassifikationen gegenübergestellt und zu deren Validierung verwendet werden. Ferner können sie als zusätzliche Inputgrößen z.B. für die EUNIS Klassifikation eingesetzt werden. So wird im Rahmen nationaler und internationaler Aktivitäten die biologisch orientierte Ausdifferenzierung des EUNIS-Regelwerks in eine zusätzliche Ebene 5 und 6 angestrebt. Die auf diesen Ebenen zu klassifizierenden Merkmale sind auf das Auftreten spezieller Arten und Lebensgemeinschaften am Meeresgrund ausgerichtet.

Im Folgenden werden in der Literatur dokumentierte Arbeiten beschrieben, in denen GIS-analytische sowie statistische Verfahren angewendet wurden, um auf Basis verfügbarer Daten marine Landschaftsgliederungen und Biotopkarten abzuleiten. Ansätze, bei denen aus Abundanzinformationen zu benthischen Arten Verbreitungs- oder Presence/Absence-Karten abgeleitet wurden, finden sich z.B. bei

Gogina & Zettler (2010) sowie Gogina et al. (2010) in Form von rasterbasierten Wahrscheinlichkeitskarten über das Vorkommen ausgewählter benthischer Arten der Ostsee. Diese wurden mit Hilfe logistischer Regressionsanalysen des Zusammenhangs zwischen benthischen Arten und flächenhaft vorliegenden Prädiktoren zur Bathymetrie, zur Salinität, zum organischen Kohlenstoff, zum gelösten Sauerstoff sowie zur Sedimentzusammensetzung (statistische Kenngrößen der Korngrößenverteilung: Median, Schiefe; Sedimentzusammensetzung; Durchlässigkeit) berechnet. Im Ergebnis konnte für jede Rasterzelle die geschätzte Wahrscheinlichkeit des Vorkommens der interessierenden Arten oder Lebensgemeinschaften aufgezeigt wird. Andere Möglichkeiten der räumlichen Kartierung von Artenabundanz bildet die Anwendung geostatistischer Verfahren, mit denen die Artenhäufigkeiten vorerst auf räumliche Autokorrelation überprüft, diese anschließend mathematisch modelliert und dann mittels unterschiedlicher Kriging-Verfahren flächenhaft berechnet werden. Beispiele solcher Anwendungen finden sich z.B. in dem Projekt CHARM (Channel Habitat Atlas for marine Resource Management), in dem die räumliche Verbreitung von 23 benthischen Arten mittels geostatistischer Ansätze für den östlichen Teil des Ärmelkanals in Form von Abundanzkarten flächenhaft geschätzt wurden (Carpentier et al. 2005, 2009). In diesem Projekt wurden auch regressionsanalytische Verfahren (GLM - Generalised Linear Models, Nonparametrische Regression) angewendet, um durch die statistische Assoziation zwischen dem Auftreten der benthischen Arten und flächendeckend vorliegenden Prädiktorvariablen (Temperatur, Salinität, Beanspruchung des Meeresgrunds, Bathymetrie, Chlorophyll a Konzentration und Fluoreszenz und Sediment Typ) Wahrscheinlichkeitskarten für das Auftreten der jeweiligen Art zu berechnen.

In den terrestrischen und marinen Umweltwissenschaften eher neuere Verfahren zur statistisch basierten Modellierung von Artenvorkommen und Biotopen wurden in dem Vorhaben PreHab erprobt, das in Kooperation zwischen Schweden, Finnland und Litauen durchgeführt wurde (University of Gothenburg 2011). PreHab zielte unter anderem darauf ab, geeignete statistische Verfahren auf Beispieldatensätzen zum Benthos anzuwenden und hinsichtlich deren Vorhersagegüte zu evaluieren. Als Ergebnis wurden vier Verfahren vorgeschlagen, die für die Vorhersage von Artenabundanz und Auftretenswahrscheinlichkeiten Verwendung finden sollten: Generalized additive models (GAM), Multivariate adaptive regression splines (MARS), Maximum Entropy (MaxEnt) sowie Random Forests. Die aus derartigen Verfahren resultierenden Abundanz- oder Wahrscheinlichkeitsraster für benthische Arten können über verschiedene, in GIS-Programmen verfügbare Klassifikationsalgorithmen (z.B. Quantilklassenbildung, Gruppierung der Rasterzellen gemäß gleicher Werteintervalle) ordinal skalierten Raumklassen zugeordnet werden.

Die in der Literatur dokumentierten Ansätze zu GIS-analytisch und / oder statistisch abgeleiteten marinen landschaftsökologischen Raumgliederungen lassen sich unterteilen in marine Landschaftsgliederungen (ausschließlich abiotische Eingangsdaten) sowie Biotop- bzw. Biotoptypenkarten (inkl. benthos-biologischer Arteninformationen). Ein Beispiel bentischer Landschaftsgliederungen findet sich z.B. bei Al-Hamdani & Reker (2007) in Form der für die Ostsee abgeleiteten 60 benthischen Landschaftstypen (*benthic marine landscapes*). Die Landschaftsgliederung wurde über die Verschneidung dreier flächendeckend vorliegender, als primär eingestufte Umweltvariablen abgeleitet: (1) Sedimentstruktur (fünf Sedimenttypen), Lichtverhältnisse am Meeresgrund (photisch / nicht photisch) sowie Salinität (sechs Klassen). Die benthischen Landschaftsklassen werden durch weitere als sekundär eingestufte Umweltvariablen (Eisbedeckung, Temperaturverhältnisse, Hydrographie, Sauerstoffverhältnisse) beschrieben. Die marinen Landschaftstypen von Al-Hamdani & Reker (2007) wurden im EUSeaMap Projekt in EUNIS Klassen übersetzt (Cameron & Askew 2011). Eine Darstellung der benthischen Landschaften für den deutschen Teil der Ostsee zeigt die Abbildung 4.2.9.

Ein weiteres Beispiel dafür, wie anhand von Rasterkarten benthische Landschaftstypen abgeleitet wurden, zeigen Schröder et al. (2005). Hier wurden mit zwei Cluster-Methoden (Ward, kMeans) geostatistisch berechnete Rasterkarten zu den Messvariablen Temperatur, Salinität, Nitrat, Phosphat und gelöstem Sauerstoff (Juni bis September, Dezember bis März zwischen 1997 und 2000) sowie eine bathymetrische Karte zu fünf benthischen Landschaftstypen für den westlichen Bereich der Ostsee aggregiert. Vor der Clusteranalyse wurden die Daten dabei z-transformiert, um ihre sehr unterschiedlich breite Skalenspreizung zu normieren. Lucieer & Lucieer (2009) demonstrieren eine ähnliche Vorgehensweise für die tasmanische Meeresregion unter Anwendung folgender abiotischer Eingangsgrößen: Sedimentvariablen (Karbonat-, Kies, Schlickanteil, Mittlere Korngröße), Bathymetrie, Hangneigung, Temperatur, Primärproduktion. Auch hier erfolgte eine z-Transformation der Eingangsdaten, gefolgt von einer clusteranalytischen Aggregation der Rasterzellen zu insgesamt fünf benthischen Landschaftstypen. Als Unterschied zu dem Vorgehen von Schröder et al. (2005) wurde im Vorfeld der Clusteranalyse eine Hauptkomponentenanalyse durchgeführt, resultierend in fünf Komponenten mit einer erklärten Varianz von 95 %. Darauf folgend wurde ein spezieller Fuzzy Cluster Algorithmus zur Ableitung der fünf Flächencluster angewendet. Der Vorteil dieser Methode liegt in der Wichtung jeder Rasterzelle im Hinblick auf denjenigen Cluster, in dem diese liegt. Zellen erhalten dabei Werte zwischen 0 (keine Repräsentativität) und 1 (optimale Repräsentativität). Die von Lucieer & Lucieer (2009) durchgeführte Studie bildet eine Fortführung des australischen *National Marine Bioregionalisation Projekts*, in dem mit einem kMeans-Cluster-Ansatz die Schelfbereiche des australischen Meeresgrunds für vier Teilbereiche anhand von Geodaten (plus Daten zur Geomorphologie) klassifiziert wurden (Heap et al. 2005). Die bei

Lucieer & Lucieer (2009) angewendete Klassifikationsmethodik wurde auch für den neuseeländischen Tiefseegrund angewendet (Lucieer & Lamarche 2011).

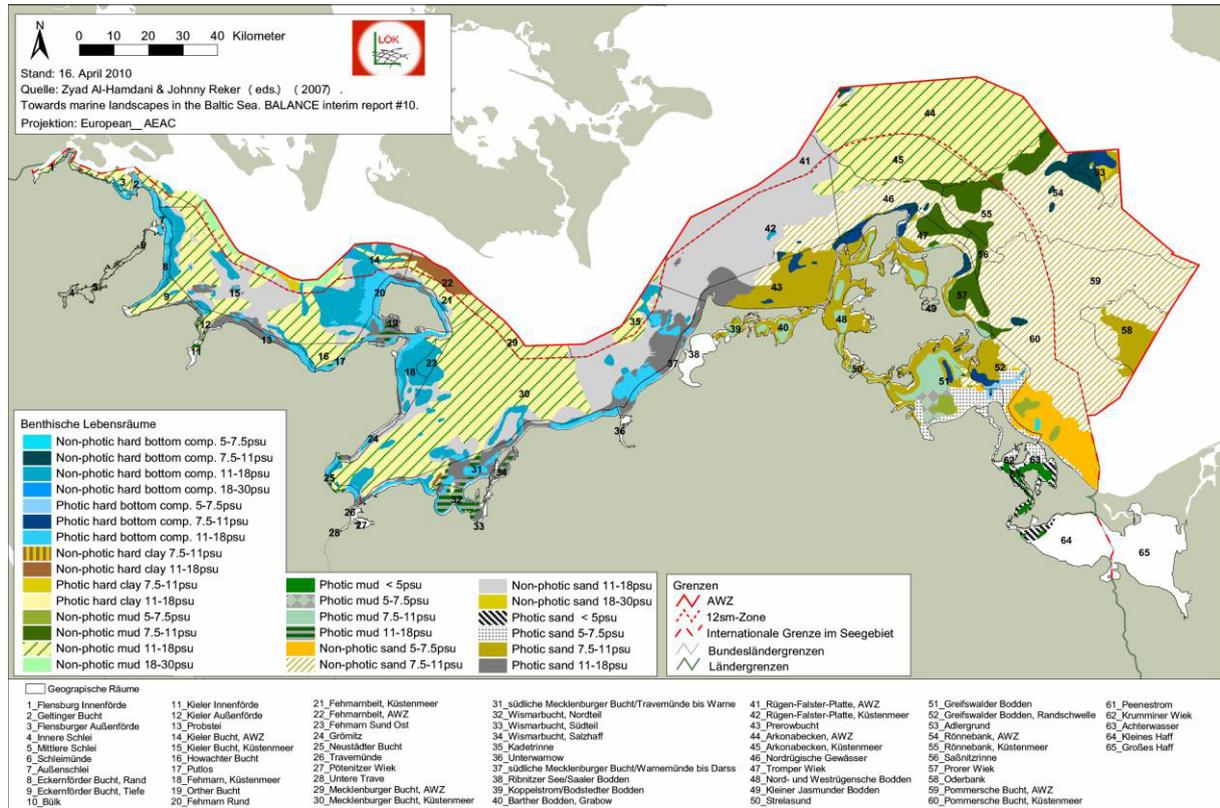


Abbildung 4.2.9: Benthische Landschaftstypen nach Al-Hamdani & Reker (2007) im deutschen Teil der Ostsee (eigene Darstellung)

Weitere in der Literatur aufgeführte benthische Lebensraumkartierungen beruhen auf der Anwendung objektorientierter Klassifikationsalgorithmen aus der Fernerkundung auf die Ergebnisse hydroakustischer Erhebungen (Lucieer 2008). Jerosch et al. (2006) zeigen die Nutzung von Video Transekten zur geostatistisch fundierten Ableitung von Habitatstrukturen chemoautotropher Lebensgemeinschaften um den am Kontinentallhang der westlichen Barentssee in rund 1270 m Tiefe liegenden Håkon Mosby Schlammvulkan. Die Klassifikation erfolgte visuell für 2840 Videomosaik, die mittels eines ferngesteuerten Unterwasserfahrzeugs (Remotely Operated Vehicle Victor6000) aufgenommen wurden. Über die Anwendung des Indikator Krigings auf die Zentroide der derart aus den Videomosaik abgeleiteten Polygonstrukturen wurden anschließend Wahrscheinlichkeitskarten über das Vorkommen der chemoautotrophischen Lebensgemeinschaften angefertigt.

In jüngerer Zeit erfolgten vermehrt datenbasierte Biotopkartierungen, die der in Kapitel 5.3 dargestellten statistisch basierten Methodik sehr ähnlich sind. Auch bei diesen Ansätzen erfolgt vorerst die Ableitung eines statistischen Regelwerks zur Beschreibung des Auftretens benthischer Lebensgemeinschaften

oder Arten, gefolgt von einer Anwendung dieses Regelwerks zur Kartierung von Raumklassen, die für das Auftreten gewählter Arten / Lebensgemeinschaften charakteristisch sind. So erfolgten im Rahmen des seit 2005 laufenden norwegischen Projektes MAREANO (Marine AREAdatabase for NORwegian coast and sea areas – Dolan et al. 2009; Eikemo 2011) flächendeckende Kartierungen sowohl von marinen Landschaften wie auch von Biotopstrukturen in den norwegischen Offshorebereichen. Marine Landschaften werden dabei über quantitative Vorgaben aus den *Nature types in Norway* (Halvorsen et al. 2008) kartiert. In den ersten beiden Phasen erfolgten Landschafts- und Biotopkartierungen in der norwegischen AWZ (Mortensen et al. 2009). Innerhalb von MAREANO wurden verschiedene statistische Ansätze angewendet, um Biotopstrukturen aus vorhandenen Geodaten abzuleiten. Neben der Anwendung des Maximal Entropy Verfahrens (MaxEnt) zur statistischen Ableitung von Habitatpräferenzen für ausgewählte Arten ist hierbei v.a. die bei De'ath & Fabricus (2000) sowie Gonzalez-Mirelis & Lindegarth (2012) vorgestellte Anwendung von Entscheidungsbäumen zu nennen. So nutzen De'ath & Fabricus (2000) CART für die Analyse des Zusammenhangs zwischen dem Auftreten spezieller Korallenarten und relevanten abiotischen Informationen im zentralen Great Barrier Reef Australiens. Gonzalez-Mirelis & Lindegarth (2012) vergleichen fünf unterschiedliche Entscheidungsbaumalgorithmen im Hinblick auf optimale Vorhersagen für das Auftreten benthischer megafaunistischer Biotope in einem marinen Nationalpark miteinander verglichen: zwei verschiedene Varianten von CART, Random Forests, Conditional Inference Trees sowie Conditional Inference Forests. Statistische Regelwerke wurden dabei für den Zusammenhang zwischen dem punktuellen Auftreten gewählter Arten und flächendeckenden Daten zur Bathymetrie und daraus abgeleiteten topographischen Indizes berechnet. Die Regelwerke wurden anschließend auf die Flächendaten zur Kartierung von Biotopen angewendet. Als Ergebnis erweist sich die *Conditional Forest Methode* als beste Alternative mit einer Fehlklassifikationsrate von 28 %. Weitere Anwendungen entscheidungsbaumanalytischer Verfahren in den marinen Umweltwissenschaften finden sich z.B. bei Norcross et al. (1999) sowie Huetmann & Diamond (2001) in Form der Ableitung statistischer Regelwerke für das Vorkommen ausgewählter Seevogel- und Fischarten.

Fazit. Durch die vorgestellten Studien zeigt sich, dass die Anstrengungen zur flächendeckenden Berechnung von Meeresgrundbiotopen vielfältig sind, wobei den dabei anzuwendenden Methoden ein hoher Stellenwert zugeschrieben wird (ICES 2011, Kap. 5). Die zur Anwendung gekommenen Klassifikationsalgorithmen lassen sich grob differenzieren nach reinen GIS-analytischen Verschneidungsoperationen bis hin zu geostatistischen und multivariat-statistischen Ansätzen. Letztere wiederum können differenziert werden in Gruppierungsverfahren (z.B. Cluster-Algorithmen) wie auch prädiktiv-statistische Algorithmen (z.B. regressionsanalytische Verfahren). Wie im Fall von MAREANO gezeigt werden kann-

te, finden die von Schröder et al. (2006) zur terrestrischen Ökoregionalisierung Deutschlands und Europas zur Anwendung gekommenen Entscheidungsbaum-Verfahren wie auch andere dieser sog. *Decision Tree models* mittlerweile Anwendung zur Abgrenzung biogeographischer Regionen in marinen Lebensräumen. Im folgenden Kapitel 5 werden derartige Algorithmen gemeinsam mit geostatistischen Verfahren zur prädiktiven Kartierung von benthischen Lebensraumstrukturen innerhalb der AWZ der Nordsee sowie der gesamten Nordsee exemplarisch angewendet und die daraus resultierenden Biotopkarten vor dem Hintergrund des internationalen Forschungsstands diskutiert.

5 Entscheidungsbaumbasierte Lebensraumkartierung in der Nordsee

Die Übertragung der von Schröder et al. (2006) konzipierten Methodik zur datenbasierten Ableitung von landschaftsökologischen Raumeinheiten in den marinen Raum erfolgte in dem zwischen 2002 und 2005 durchgeführten BMBF-Forschungsvorhaben „MarGIS: Marines Geo-Informationssystem zur Visualisierung und Typologisierung meeresgeowissenschaftlicher Daten“ (Schlüter et al. 2006, 2008; Schröder et al. 2005). Innerhalb des Vorhabens sollte ein Ansatz zur ökologischen Klassifizierung des Meeresgrunds der Nord- und Ostsee erarbeitet werden, der auf digitalen Geoinformationen sowie Mess- und Metainformationen abiotischer und biotischer Kenngrößen aufbaut. Neben clusteranalytischen Ansätzen erwies sich hierbei die von Schröder et al. (2006) erarbeitete Methodik als geeignet und führte zur Identifizierung von 10 benthischer Lebensraumklassen für den erweiterten Bereich der deutschen Nordsee (Pehlke 2005; Pesch et al. 2007d, 2008b, Schröder et al. 2005). Die Kartierungsmethodik wurde seitdem verfeinert und methodisch erweitert (Pesch et al. 2009a, 2011, Schröder et al. 2007c; Vetter et al. 2012).

Die Kartierung benthischer Biotoptypen in der Nordsee erfolgte in Anlehnung an Schröder et al. (2006), indem für eine biologische Variable (pnV in terrestrischen Systemen) ein statistisches Regelwerk anhand flächendeckend vorliegender abiotischer Standortfaktoren abgeleitet und auf die entsprechenden Deskriptoren angewendet wurde. Dabei wurden die in dem Vorhaben MarGIS gesammelten biotischen Informationen nach potenziell verwendbaren biotischen Zielvariablen abgesucht. Da innerhalb der deutschen Nordsee das Vorkommen von Vegetation am Meeresgrund, z.B. in Form von Seegraswiesen, auf den photischen, und somit v.a. den küstennahen Bereich begrenzt ist, bietet sich v.a. die Endofauna als möglicher biologischer Standortzeiger an. Die Arten der Endofauna besiedeln den Meeresgrund und leben dabei v.a. im Sedimentkörper. Sie sind somit, abgesehen von planktischen Verbreitungsstadien weitestgehend standorttreu und daher als stabiles biologisches Signal für die abiotischen Standortbedingungen geeignet. In Abhängigkeit der zur Verfügung stehenden Datengrundlage existieren unterschiedliche Möglichkeiten der Verwendung der Endofauna als Zielgröße für benthische Lebensraumkartierungen. So können einerseits die abiotischen Standortbedingungen möglichst optimal repräsentierenden Indikatorarten sowie andererseits aus verschiedenen Arten fachlich und / oder statistisch abgeleitete Lebensgemeinschaften oder –gesellschaften verwendet werden. Derartige Lebensgemeinschaften definieren die faunistische oder floristische Ausprägung von Biotopen, die nach dem Grad ihrer Ähnlichkeit zu Biotoptypen zusammengefasst werden. Biotoptypenkarten werden v.a. in der naturschutzfachlichen Praxis verwendet, da sie weitestgehend homogene, von anderen Biotoptypen abgrenzbare ökologische Standortbedingungen aufweisen sollten. Die von Rachor & Nehmer (2003) innerhalb des

erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee aus Abundanzdaten über die benthische Endofauna abgeleiteten Biozönosen erwiesen sich als Zielvariable für eine CART-Analyse als geeignet. Diese wurden in einem vom BfN finanzierten Forschungsvorhaben zur Ausweisung von Lebensraumtypen aus empirisch erhobenen Daten zur Endofauna und zu abiotischen Standortbedingungen statistisch abgeleitet. Dies erfolgte für insgesamt 184 Standorte, die im gesamten erweiterten Bereich der deutschen Nordsee ausgewählt wurden (Rachor & Nehmer 2003; Abb. 5.1.1).

Die methodische Vorgehensweise zur Übertragung der von Schröder et al. (2006) konzipierten Methodik wird im Folgenden erläutert. Dabei erfolgt vorab eine Beschreibung der für die prädiktive Kartierung verwendeten Datenbasis im Hinblick auf die gewählte Zielvariable sowie die zu ihrer flächenhaften Kartierung herangezogenen Prädiktorvariablen (Kap. 5.1). Letztere lagen als räumlich und zeitlich differenzierte Messdatensätze vor und wurden daher mittels geostatistischer Verfahren zu Rasterkarten interpoliert (Kap. 5.2). Die Verarbeitung der vorhandenen Daten zu Lebensraumkarten wird im Kapitel 5.3 beschrieben, deren Verwendung zum Einsatz in der marinen Umweltplanung und -monitoring erfolgt im Kapitel 5.4. Die Ableitung der benthischen Lebensräume wird abschließend im Kapitel 5.5 im Hinblick auf die verwendeten Daten und Methoden sowie die erzielten Ergebnisse diskutiert.

5.1 Verwendete Datenbasis und Datenaufbereitung

Im BMBF-Projekt MarGIS wurde ein umfangreicher Geodatenbestand von nationalen und internationalen Projekten, Datenbanken und Institutionen akquiriert und in eine auf dem *Microsoft-SQL Server* sowie den ESRI-Produkten *Spatial Data Engine (SDE) 9.0* und *ArcGIS 9.0* basierenden Geodatenbankumgebung integriert (Schlüter et al. 2006). Ein Teil der beschafften Daten wurde ferner mittels des *Internet Map Server ArcIMS* in Form einer WebGIS-Anwendung im Internet visualisier- und abfragbar gemacht (Vetter & Köberle 2006). Die meisten des innerhalb des MarGIS-Vorhabens beschafften Geodatenbestands waren Mess- und Metadaten über biotische (v.a. Benthos- und Fischdaten), sedimentologische (über Korngrößenzusammensetzungen), ozeanographische (Temperatur- und Salinitätsmessungen) und gewässerchemische (Nährstoffverbindungen wie Ammonium, Nitrat, Nitrit, Phosphat und Silikat) Kenngrößen. Zur Strukturierung des Messdatenbestands wurden zwischen den Projektpartnern ein relationales Datenbankmodell entwickelt, in dem alle Mess- und Metadaten aufbereitet wurden (Schlüter et al. 2006). Bis zum Ende des MarGIS-Vorhabens konnten so Messdaten von knapp 59.000 Stationen innerhalb der Nord- und Ostsee aus einem Zeitraum zwischen 1974 und 2003 in eine Datenbank integriert werden. Diese MarGIS-Sachdatenbank bildete die Datenbasis für die Auswahl der Ziel-

variablen sowie der Prädiktoren für die prädiktive Lebensraumkartierung innerhalb des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee.

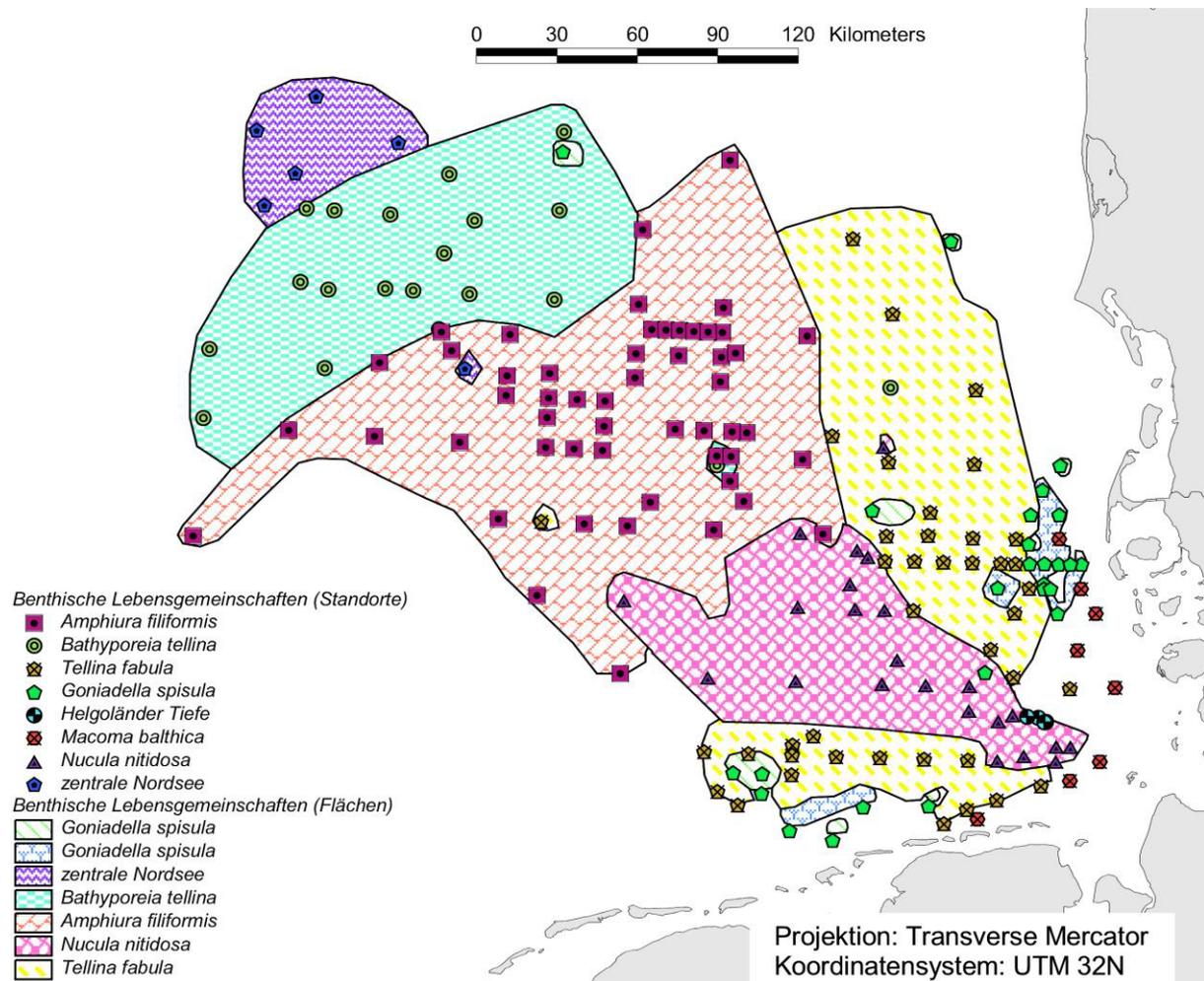


Abbildung 5.1.1: Benthische Lebensgemeinschaften im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee nach Rachor & Nehmer (2003) (verändert nach Vetter et al. 2012, S. 782).

Zielvariable. Im Gegensatz zur CART-basierten Ableitung landschaftsökologischer Raumklassen bei Schröder et al. (2006) lagen für die Lebensraumkartierung keine flächendeckenden Informationen zu einem biologischen Merkmal (dort PnV-Einheiten) vor, dessen Klassengrenzen mit geeigneter Deskriptoren nachgebildet werden konnten. Für die benthische Lebensraumkartierung wurden daher standortbezogene Informationen zur Ausprägung von acht benthischen endofaunistischen Lebensgemeinschaften von insgesamt 184 Standorten von der Deutschen Bucht bis zur zentralen Nordsee nördlich der Doggerbank für eine Kartierung ausgewählt. Die Untersuchung der benthischen Zoozönosen erfolgte im Mai/Juni 2000: Mit van-Veen-Greiferproben wurden empirisch erhobenen Abundanzdaten zu 377 benthischen Taxa (davon 295 Arten) erhoben (Rachor & Nehmer 2003, S. 52). Mittels multidimensionaler Skalierung sowie clusteranalytischer Ansätze wurden die derart erhobenen Abundanzdaten zu ins-

gesamt acht benthischen Lebensgemeinschaften aggregiert. Die Abbildung 5.1.1 zeigt die räumliche Verteilung der Standorte inkl. der dort abgeleiteten Biozönosen. Die methodische Vorgehensweise zur Erstellung der Flächenkarte wird bei Rachor & Nehmer (2003) nicht beschrieben. Das in der Abbildung 4.3.1 dargestellte Polygon-Thema wurde dem entsprechenden Bericht als Bilddatei entnommen, im GIS georeferenziert und anschließend abdigitalisiert.

Die acht benthischen Lebensgemeinschaften werden im Folgenden nach Rachor & Nehmer (2003) sowie Busch (2005) und Pehlke (2005) hinsichtlich ihres Auftretens in Abhängigkeit von Sedimentvorkommen und Wassertiefen sowie die sie kennzeichnenden Artenzusammensetzungen knapp beschrieben:

- Die *Tellina fabula*-Gemeinschaft besiedelt feinsandige, teilweise auch mittelsandige Meeresbodenbereiche und findet sich gemäß der Kartierung von Rachor & Nehmer (2003) nördlich des Elbeurstromtals in Tiefenlagen zwischen 20 bis 30 m in unmittelbarer Umgebung der Lebensraumklasse *Nucula nitidosa*.
- Lebensräume der *Goniadella spisula*-Gemeinschaft besiedeln vorwiegend grobe Sande und kieshaltige Sedimente in 14 bis 29 m Tiefe (Rachor & Nehmer 2003) und dienen u.a. als Zufluchtsort für seltene Fische und Epifauna-Arten sowie als *Stepping stones* für die Verbreitung der sessilen Fauna auf Hartsubstraten in der Deutschen Bucht. Lebensgemeinschaften dieser Kategorie setzen sich aus verschiedenen Mollusken, Polychaeten und Invertebraten zusammen.
- Die *Macoma balthica*-Gemeinschaft lässt sich nach Rachor & Nehmer (2003) an küstennahen und flachen Stationen entlang der 10 m-Tiefenlinie wiederfinden. Bemerkenswert ist vor allem, dass an diesen Stationen sehr viele juvenile Muscheln von *Macoma balthica*, *Abra alba*, *Ensis spp.*, *Mactra spp.* und *Phaxas pellucidus* und viele juvenile Individuen der Polychaeten *Lanice conchilega* und *Lagis koreni* gefunden wurden (Pehlke 2005).
- Die *Bathyporeia tellina*-Gemeinschaft besiedelt die küstenfernen, feinsandigen Gebiete auf der Doggerbank, die teilweise einen hohen Anteil Schill aufweisen. Als Charakterart dieser küstenfernen Bereiche dient der Seestern *Amphiura brachiata* (Rachor & Nehmer 2003).
- Die *Nucula nitidosa*-Gemeinschaft besiedelt Schlickgebiete des Elbe-Urstromtals in der inneren Deutschen Bucht, die weitgehend von der 30 m-Tiefenlinie begrenzt werden. Charakterarten dieser Klasse sind die Glänzende Nussmuschel *Nucula nitidosa*, die Kleine Pfeffermuschel *Abra alba* und der Polychaet *Scalibregma inflatum* (Rachor & Nehmer 2003).
- Diese *Amphiura filiformis*-Gemeinschaft ist im Zentrum der AWZ zwischen der Deutschen Bucht und der Doggerbank anzutreffen und besiedelt sehr feine bis schluffige Sande in 34 bis 45 m Tiefe. Typische Charakterarten sind der namengebende Schlangensterne *Amphiura filiformis*, die Muschel

Mysella bidentata und *Corbula gibba* sowie der Flohkrebs *Harpinia antennaria* (Rachor & Nehmer, 2003).

- Die von Rachor & Nehmer (2003) definierte Gemeinschaft *zentrale Nordsee* beinhaltet Arten, die an der Spitze des Entenschnabels, am äußersten Ende der AWZ im Übergangsbereich zur zentralen Nordsee bzw. zur Hohen See beobachtet wurden. Mit feinsandigen bis schlickigen Gründen und Wassertiefen von über 70 m, handelt es sich hierbei um die tiefsten Bereiche im Untersuchungsgebiet.
- Der Meeresboden der *Helgoländer Tiefe Rinne* ist geprägt durch Schlickgründe und Wassertiefen von bis zu 60 m. Hier leben Arten, die in keinen anderen Bereichen der AWZ vorkommen, auch nicht in den Übergangsbereichen zur zentralen Nordsee, in denen ähnliche Bedingungen anzutreffen sind (Pehlke 2005).

Prädiktoren. Anders als bei der von Schröder et al. (2006) vorgenommenen landschaftsökologischen Raumgliederung lagen die für eine benthische Lebensraumkartierung des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee vorliegenden Deskriptoren nicht flächendeckend vor. So wurden die für eine räumliche Vorhersage der von Rachor & Nehmer (2003) abgeleiteten Biozönosen notwendigen Prädiktorvariablen zur Temperatur und Salinität, zu Nährstoffen (Phosphat, Nitrat, Ammonium, Silikat) sowie den Korngrößenfraktionen 0-20 μ , 20-63 μ und 63-2000 μ in Form von punktuellen Messdaten aus der MarGIS-Datenbank in abgerufen und mit Hilfe geostatistischer Verfahren zu Flächenkarten verrechnet. Nur eine vom AWI zur Verfügung gestellte bathymetrische Karte lag als Rasterkarte (Auflösung 2,5 km x 2,5 km) bereits vor (Schlüter et al. 2006). Die Karte wurde mittels einer Kombination zweier Rastermethoden (Topogrid sowie Triangulated Irregular Network -TIN) aus bathymetrischen Messdaten für die gesamte Nordsee abgeleitet. Die Auswahl der abiotischen Kenngrößen erfolgte auf der Basis der in Kapitel 4.2.1 gemachten Ausführungen über potenziell geeignete Deskriptoren zur prädiktiven Modellierung von benthischen Arten und Lebensgemeinschaften sowie den in der MarGIS Geodatenbank zur Verfügung stehenden Daten. Eine kritische Betrachtung dieser Auswahl erfolgt im Kapitel 5.5 Diskussion.

Die Messinformationen zu den Nährstoffen sowie zur Temperatur und zur Salinität wurden über einen Zeitraum 1995 bis 2000 im GIS zusammengetragen und in vier Monatsintervalle eingeteilt (Januar bis März, April bis Juni, Juli bis September, Oktober bis Dezember). Die Wahl des sechsjährigen Zeitraums begründet sich durch die Empfehlungen von Kröncke & Bergfeld (2001), wonach Daten zu abiotischen Standortfaktoren mindestens einen dreijährigen Zeitraum repräsentieren sollten, um für benthische Lebensräume aussagekräftig zu sein. Ferner konnte nur bei Festlegung eines sechsjährigen Zeitraums

gewährleistet werden, dass die Daten zu den abiotischen Kenngrößen den Untersuchungsraum ausreichend gut abdeckten (Pehlke 2005, Anhang 1.3). Über die deutsche Nordsee hinaus wurden die Datenabfragen auf eine 60 km breite Randzone ausgeweitet, zur Küste hin wurde das Untersuchungsgebiet auf jenseits der 5 m Tiefenlinie begrenzt (Kap. 5.1). Zwei der von Rachor & Nehmer (2003) beprobten Standorte wurden dadurch nicht in die Analyse einbezogen. Tabelle 5.1.1 zeigt eine Zusammenfassung der für die prädiktive Benthoskartierung aus der MarGIS-Datenbank abgefragten und für die geostatistischen Analysen verwendeten Messdatensätze.

Parameter	months	Sample Size	Mean Nearest Neighbor Distance [m]
Ammonium	January - March	256	4838
	July - September	197	6638
Nitrate	January - March	198	6046
	July - September	239	4076
Phosphate	January - March	292	4526
	July - September	247	4270
Salinity	January - March	907	1351
	April - June	670	2200
	July - September	919	2040
	October - December	644	1199
Silicate	January - March	304	3745
	July - September	223	4993
Temperature	January - March	913	1384
	April - June	668	2191
	July - September	921	2030
	October - December	645	1184
grain size range 0 - 20 μ		674	1454
grain size range 20 - 63 μ		662	1451
grain size range 63 - 2000 μ		668	1443

Tabelle 5.1.1: Tabellarische Übersicht der für die prädiktive Kartierung verwendeten Messdaten pro Jahr und Zeitintervall (verändert nach Pesch et al. 2008b, S. 317, Tab. 1)

Um den physikalisch-chemischen Standortbedingungen der benthischen Endofauna möglichst gerecht zu werden, wurden in die Analysen Messdaten zu den Nährstoffen Phosphat, Nitrat, Ammonium und Silikat sowie zur Temperatur und zur Salinität, die in den unteren 30 % der Wassersäule gemessen wurden, berücksichtigt. Hohe Einträge von Nährstoffen in marine Systeme wirken sich v.a. über das in den oberen Bereichen der Wassersäule verstärkte Phyto- und dadurch indirekt auch Zooplanktonwachstum auf das Benthos aus, da die abgestorbene Biomasse in die unteren Bereiche der Wassersäule verlagert wird und der befindlichen Fauna als Nahrungsgrundlage dient. Hier werden durch den Abbau des organischen Materials Nährstoffe freigesetzt, die wieder in obere Wasserschichten verlagert werden, und dort zur erhöhten Biomasseproduktion beitragen können (Grenz et al. 2000; Lohse et al.

1993; Sarhan et al. 2000; Topcu & Brockmann 2004). Im Vergleich zur Bathymetrie, zur Temperatur und Salinität verweisen erhöhte Nährstoffkonzentrationen am Meeresgrund somit auch auf die dort stattfindende erhöhte biologische Aktivität durch Zufuhr von Biomasse aus oberen Wasserschichten hin. Hierdurch kommt es zur erhöhten Sauerstoffzehrung, was im extremsten Fall zu anaeroben Verhältnissen am Meeresgrund führen kann. Auf der anderen Seite können erhöhte Nährstoffkonzentrationen in der unteren Wassersäule auch die Folge einer vertikalen Durchmischung der Wassersäule sein. Im Hinblick auf die deutsche Nordsee kann dies über das Jahr hinweg für weite Bereiche angenommen werden. So sind alle außerhalb des Elbe-Urstromtales (Rachor & Nehmer 2003) und nördlich und südlich der Doggerbank (Kröncke & Knust 1995) gelegenen Bereiche des deutschen Teils der Nordsee aufgrund der bathymetrischen Verhältnisse, der Windeinflüsse und der Gezeitenströme regelmäßig gut bis zum Boden durchmischt.

5.2 Geostatistische Analysen abiotischer Prädiktoren

Variographie. Variogramm-Analysen und Kriging-Prozeduren wurden auf Basis der pro Standortkoordinate arithmetisch gemittelten Messwerte durchgeführt, da pro Koordinate z.T. mehrere Messungen aus unterschiedlichen Tiefenschichten innerhalb der unteren 30 % der Wassersäule aufgenommen wurden sowie aus unterschiedlichen Zeitabschnitten vorlagen (Kap. 5.5). Die Berechnung experimenteller Variogramme für die in Tabelle 5.1.1 gelisteten abiotischen Kenngrößen erfolgte mit so genannten Variogramm-Karten. Diese Methode bietet den Vorteil, dass mögliche Richtungsabhängigkeiten der räumlichen Autokorrelation einer jeweiligen Messgröße automatisch detektiert und in Form von unterschiedlichen Modellvariogrammen für unterschiedliche Richtungen in den Interpolationsprozess eingebracht werden können. Dies ist besonders im vorliegenden Fall sinnvoll, da die horizontale Verlagerung von in der Wassersäule gelösten und suspendierten Stoffen v.a. in Abhängigkeit von Meeresströmungen und der topographischen Gegebenheiten am Meeresgrund erfolgt. Die Variogramm-Kartenmethode wird im Folgenden in Anlehnung an Vetter et al. (2012) erläutert.

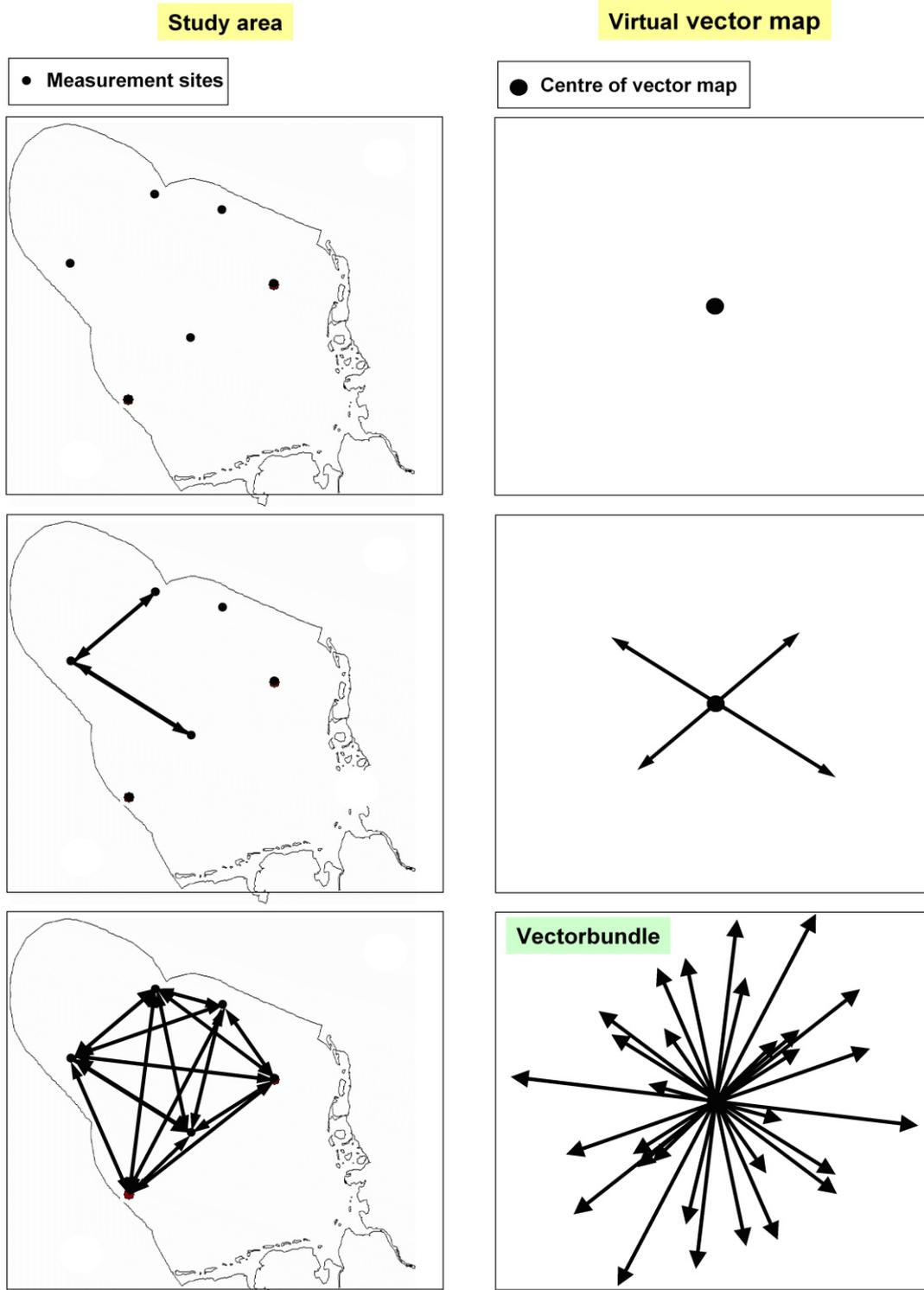


Abbildung 5.2.1: Bildung von Richtungsvektoren aus Messpunktpaaren innerhalb des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee (verändert nach Vetter et al. 2012, S. 783)

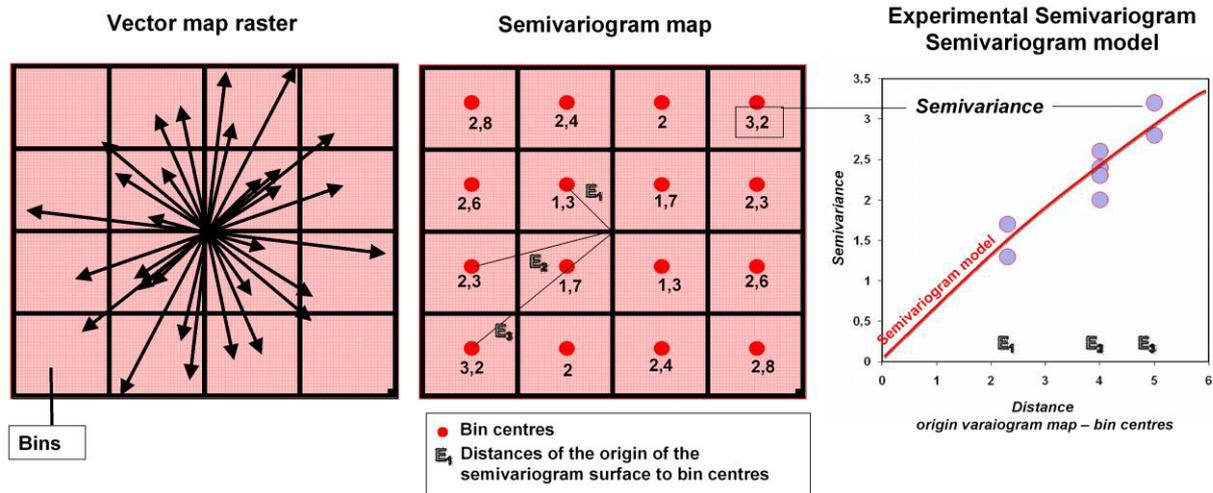


Abbildung 5.2.2: Ableitung von experimentellen Variogrammwerten aus Variogrammkarten (verändert nach Vetter et al. 2012, S. 784)

Die Abbildungen 5.2.1 sowie 5.2.2 beschreiben die Vorgehensweise zur Bildung von Variogrammkarten am Beispiel einer innerhalb des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee exemplarisch gewählten Verteilung von sechs Standorten, an denen Messwerte eines beliebigen Merkmals (z.B. gelöster Sauerstoff in der bodennahen Wassersäule) erhoben wurden (linke Spalte der Abb. 5.2.1). Wie in der rechten Spalte der Abbildung 5.2.1 zu sehen, werden aus allen vorliegenden Punktepaaren sog. Richtungsvektoren gebildet und in einem virtuellen Raum mit deren Ursprüngen zusammengelegt. Dabei bildet jedes Punktepaar jeweils zwei Vektoren mit entgegengesetzter Richtung ab. Das aus dieser Vorgehensweise entstehende *Vektorenbündel* (unten in der rechten Spalte b) der Abb. 5.2.1) ist somit punktsymmetrisch. Anschließend erfolgt die Rasterung des Vektorenbündels gemäß einer vom Anwender festzulegenden räumlichen Auflösung, so dass sich jedes Rasterkästchen durch die in ihnen endenden Vektoren bzw. diesen zuzuordnenden Messwertpaaren statistisch beschreiben lässt (Abb. 5.2.2). Dies erfolgt durch die Berechnung der in Kapitel 3.1 beschriebenen Semivarianzen: Über alle innerhalb einem jeweiligen Rasterkästchens zuzuordnenden Messwertpaare wird die Hälfte der quadrierten Messwert-Differenzen berechnet (Abb. 5.2.2 mitte)³. Anschließend werden die derart berechneten Semivarianzen in einem Koordinatensystem gegen die Distanz aufgetragen, resultierend in dem experimentellen Variogramm (Abb. 5.2.2 rechts). Die Stützpunkte auf der Distanzachse werden dabei durch die Entfernung jedes Rasterkästchenmittelpunkts zum Ursprung der Variogrammkarte definiert. Für eine detailliertere Beschreibung

³ Die Messwertpaare werden dabei in Abhängigkeit der Entfernung der Vektorenden vom Mittelpunkt des Rasterkästchens gemäß einer Kernel-Funktion gewichtet.

der Berechnung experimenteller Variogramme mit Variogrammkarten sei auf Johnston et al. (2001), Kumar et al. (2007) sowie Vetter et al. (2012) verwiesen.

Exemplarisch wird im Folgenden die Variommkarten-Methode auf die innerhalb des Zeitraums von 1995 bis 2000 im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee erhobenen Temperaturmessungen in den Monaten Juli bis September dargestellt. Als Auflösung der zur Ableitung des experimentellen Variogramms notwendigen Variogrammkarte wurde die mittlere Nachbarschaftsdistanz der Messpunkte als Anhaltspunkt gewählt (2030 m, Tab. 5.1.1). Die Anzahl der in dem Variogrammfenster dargestellten Distanzintervalle (oder *lags*) wurde anschließend so festgelegt, dass ein Ansteigen und Abflachen der experimentellen Semivarianzen deutlich erkennbar war. Johnston et al. (2001) schlagen hierzu ein Verhältnis von 2/3 (Anstieg des Variogramms) zu 1/3 (Abflachen des Variogramms) vor. Wie Abbildung 5.2.3 zu entnehmen, konnte unter dieser Vorgabe ein deutlicher Variogrammverlauf bei einem siebenfachen der mittleren Nachbarschaftsdistanz erkannt werden (14210 m). Aus der in der Abbildung 5.2.4 dargestellten Variogramm-Karte können ferner Richtungsabhängigkeiten festgestellt werden. Es zeigt sich, dass diese in nordwestlicher Richtung auf die gleiche Distanz schneller zunehmen, als dies in nordöstlicher Richtung der Fall ist. Die Ergebnisse entsprechen dem intuitiven Verständnis, dass sich - bedingt durch die Bathymetrie - Temperaturwerte eher langsamer in gleichen Tiefenstufen ändern als dies in entlang von Tiefengradienten der Fall ist.

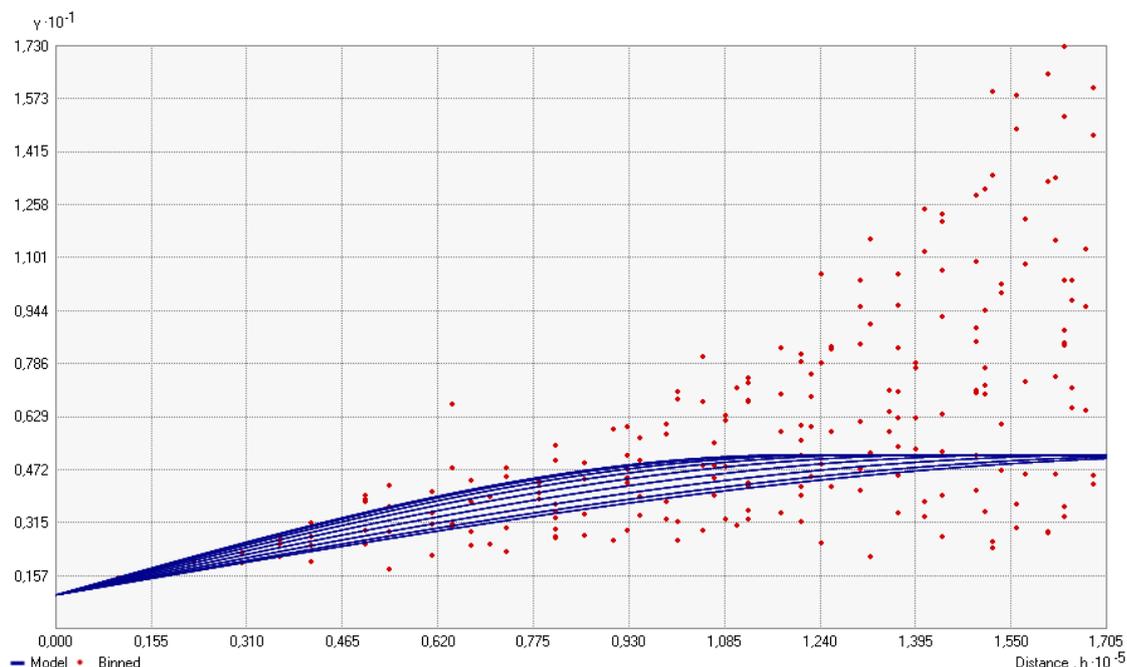


Abbildung 5.2.3: Experimentelles Variogramm und Modellvariogramme für die Temperaturverhältnisse in den unteren 30 % der Wassersäule im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee innerhalb der Monate Juli bis September über den Zeitraum 1995 bis 2000 (eigene Darstellung).

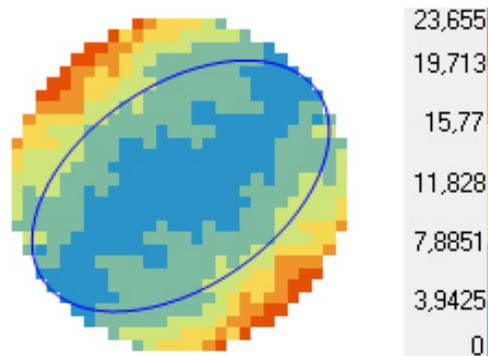


Abbildung 5.2.4: Variogramkarte für die Temperaturverhältnisse in den unteren 30 % der Wassersäule im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee innerhalb der Monate Juli bis September über den Zeitraum 1995 bis 2000 (Die blaue Ellipse entspricht dem Suchfenster für die Kriging Berechnungen.) (eigene Darstellung).

Durch Kreuzvalidierung (Kap. 3.1) wurden verschiedene Modellvariogramme mit unterschiedlichen Eingangsgrößen (Nugget, Sill, Range) verglichen. Aus den Variogrammkarten abzuleitende Anisotropien wurden automatisiert durch insgesamt 36 Modellvariogramme für unterschiedliche Richtungen berücksichtigt (Johnston et al. 2001). Das gewählte sphärische Modellvariogramm setzt sich demzufolge aus einzelnen Teilmodellen zusammen und wird begrenzt durch dasjenige Teilmodell mit der maximalen (hier in nordöstlicher Richtung) und solchen mit der minimalen Reichweite (hier in nordwestlicher Richtung). Die Modellvariogramme zeigen ein geringes Nugget-Sill-Verhältnis von 0,19 (Tab. 5.2.1).

Dataset		N-S-Ratio	A-Ratio	Direction
Ammonium	January - March	0,29	0,59	16,7
	July - September	0,31	0,61	56
Nitrate	January - March	0,13	0,39	0,1
	July - September	0,48	0,43	58,2
Phosphate	January - March	0,32	0,47	356,5
	July - September	0,23	0,53	40,2
Salinity	January - March	0,16	0,56	340,6
	April - June	0,02	0,73	339,4
	July - September	0,05	0,60	356,2
	October - December	0,25	0,65	327,5
Silicate	January - March	0,18	0,43	352,2
	July - September	0,39	0,74	40,3
Temperature	January - March	0,57	0,73	341,6
	April - June	0,27	0,91	16,2
	July - September	0,19	0,61	55
	October - December	0,52	0,48	93,1
Grain size ranges	0 bis 20 μ	0,17	0,91	341,7
	20 bis 63 μ	0,22	0,73	23,4
	63 bis 2000 μ	0,06	0,74	18,6

Tabelle 5.2.1: Tabellarische Übersicht ausgewählter Variogramm-Kenngrößen (N-S-ratio: Nugget / Sill Verhältnis; A-ratio: Anisotropie-Verhältnis = Verhältnis zwischen maximaler und minimaler Reichweite der berechneten Modellvariogramme; Direction: Richtung des Modellvariogramms mit der maximalen Reichweite [°]) für alle Messdaten pro Jahr und Zeitintervall (verändert nach Pesch et al. 2008b, S. 318, Tab. 2)

Die Tabelle 5.2.1 fasst die Ergebnisse der Variogramm-Analysen für alle 19 Prädiktoren zusammen. Dabei kann Folgendes festgehalten werden: Das auch für die Güte der Schätzung wichtige Verhältnis zwischen Nugget-Effekt zum Sill liegt für alle Messvariablen unterhalb von 0,6 und bis auf zwei Fälle (Temperaturen in den Monaten Januar bis März und Oktober bis September) unter 0,5, in 10 Fällen liegen die Verhältnisse gar unter 0,3. Die niedrigsten Nuggelt / Sill-Verhältnisse zeigen sich für die Salinitäten in den Monaten April bis Juni und Juli bis September sowie der Korngrößenfraktionen 63 bis 2000 μ . Die Tabelle 5.2.1 belegt ferner zum größten Teil stark ausgeprägte Anisotropien, abzulesen an dem Anisotropie-Verhältnissen (Verhältnis zwischen maximaler und minimaler Reichweite der berechneten Modellvariogramme). Die Neigung der daraus resultierenden Suchellipsen zeigt in den meisten Fällen in nordwestlicher (315°) bis nordöstlicher (45°) Richtung.

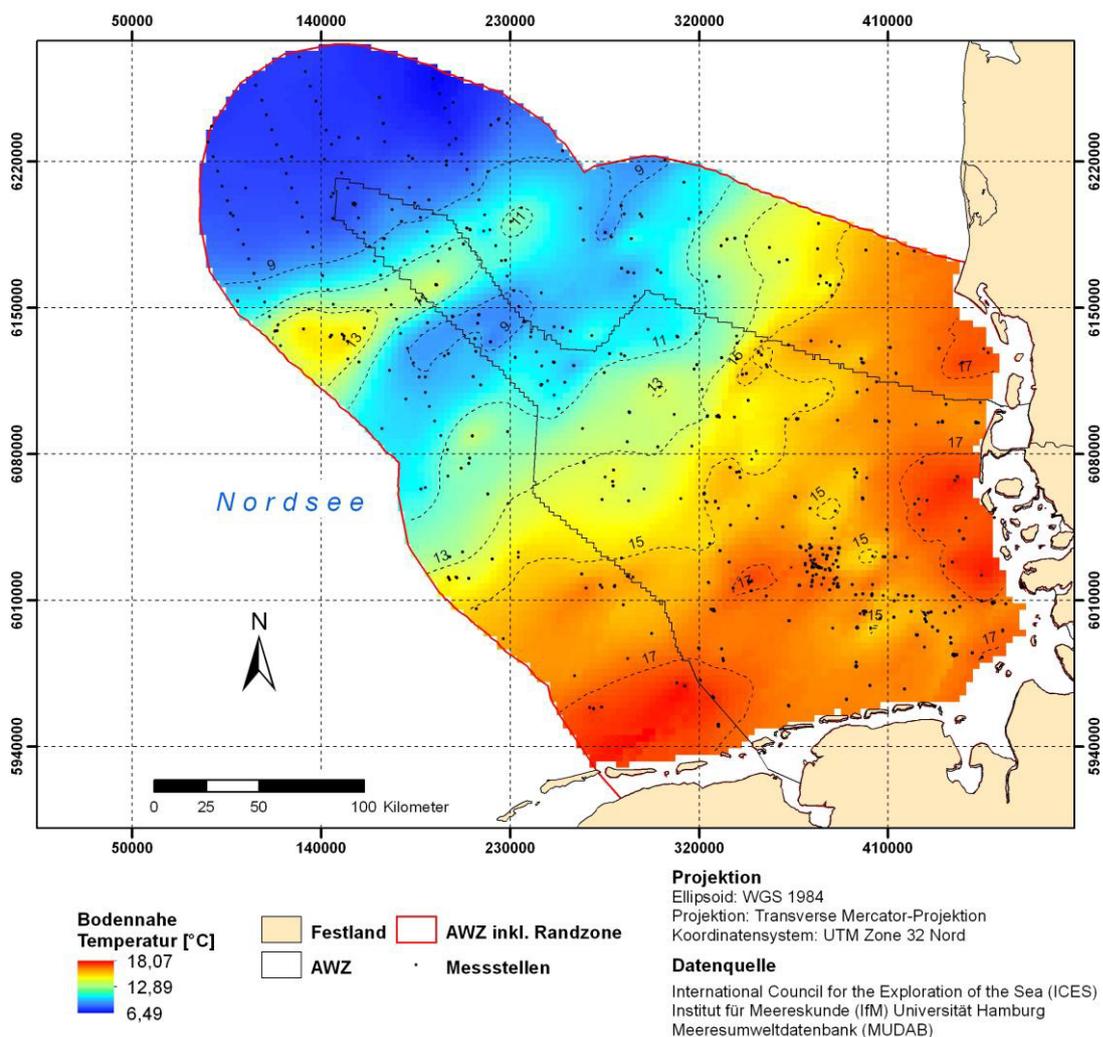


Abbildung 5.2.5: Ordinary-Kriging-Karte über die Temperaturverhältnisse in den unteren 30 % der Wassersäule im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee innerhalb der Monate Juli bis September über den Zeitraum 1995 bis 2000 (verändert nach Schröder et al. 2005, Anhang A.1.16)

Flächenschätzungen. Auf Basis der gewählten Variogrammodelle wurde mit Ordinary Kriging flächendeckende Rasterkarten innerhalb des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee berechnet. Als Ergebnis der modellierten Anisotropien wurden die Kriging-Berechnungen auf Basis von Suchellipsen in vier Sektoren durchgeführt, wobei Form und Neigung der jeweiligen Suchellipsen sich aus dem Verhältnis der maximalen und minimalen Reichweiten der berechneten Modellvariogramme ergibt. Pro Suchsektor wurden die nächsten 10 Messpunkte für die Ermittlung eines Schätzwerts herangezogen. Die Rasterauflösung der zu berechnenden Flächenkarten erfolgte anhand eines 3150 m² * 3150 m² Rasters. Die Auflösung leitet sich ab aus dem Durchschnitt der mittleren Nachbarschaftsdistanzen aller 19 Messdatensätze.

Die Kriging-Berechnungen zeigen für die Temperaturen in der unteren Wassersäule der Monate Juli bis September eine weitestgehende Übereinstimmung mit der räumlichen Verteilung der Wassertiefe (Abb. 5.2.5). Klar zu erkennen ist die Abnahme der Temperaturen mit dem Abstand zur Küste, auch die Strukturen der flacheren Bereiche der Doggerbank heben sich deutlich hervor. Die weiteren für die prädiktive Kartierung berechneten Karten zur Salinität, zu den Nährstoffen sowie den Korngrößenfraktionen sind Schröder et al. (2005, Anhang 2) zu entnehmen.

Dataset		ME	MPE	C _s
Ammonium	January - March	0,00	33,8	0,78
	July - September	0,00	31,9	0,88
Nitrate	January - March	0,00	22,7	0,67
	July - September	0,00	22,7	0,53
Phosphate	January - March	0,01	31,5	0,63
	July - September	0,00	14,7	0,74
Salinity	January - March	0,00	27,4	0,77
	April - June	0,00	0,6	0,91
	July - September	0,02	0,4	0,95
	October - December	0,00	0,2	0,97
Silicate	January - March	-0,03	19,3	0,87
	July - September	-0,04	32,8	0,56
Temperature	January - March	0,00	10,5	0,60
	April - June	0,04	9,3	0,67
	July - September	0,01	4,5	0,93
	October - December	-0,02	6,7	0,42
Grain size ranges	0 bis 20 µ	-0,50	30,22	0,81
	20 bis 63 µ	-0,95	71,71	0,70
	63 bis 2000 µ	1,66	1,62	0,86

Tabelle 5.2.2: Tabellarische Übersicht ausgewählter Kreuzvalidierungs-Kenngrößen (ME: Mittlerer Fehler MF; MPE: Median der prozentualen Fehler [%]; C_s: Spearman Korrelationskoeffizient – vgl. Kap. 3.1) für alle Messdaten pro Jahr und Zeitintervall (verändert nach Pesch et al. 2008b, S. 318, Tab. 3)

Die Qualität der berechneten Karten lässt sich mit den Ergebnissen der Kreuzvalidierung beschreiben: Die Tabelle 5.2.2 zeigt hierzu die berechneten ME, MPE-Werte sowie C_s -Koeffizienten. Demzufolge belegen die ME und RMSSE-Werte eine weitestgehend unverzerrte Schätzung, da alle ME-Werte nahe 0 liegen. Der MPE zeigt sich besonders bei den Salinitäten (Monate April bis Juni, Juli bis September sowie Oktober bis Dezember) niedrig (unterhalb von 1 %), ferner für die Temperaturen in den gleichen Monatsintervallen (unterhalb von 10 %) und die Korngrößenfraktion 62-2000 μ (1,63 %). Hohe MPE-Werte sind v.a. bei den Korngrößenfraktionen 20-63 μ (71,71 %) und 0-20 μ (30,22 %) sowie bei den Nährstoffen festzuhalten (in vier von acht Fällen oberhalb von 30 %). Die C_s -Koeffizienten zeigen zu meist hohe Korrelationen zwischen Mess- und Schätzwerten: In 13 von 19 Fällen liegt der Spearman Korrelationskoeffizient oberhalb von 0,7.

5.3 Prädiktive Lebensraumkartierung

Die Methodik zur Ableitung benthischer Lebensraumprovinzen mittels der vorliegenden Daten zu den benthischen Lebensgemeinschaften sowie den geostatistisch geschätzten abiotischen Prädiktoren zeigt die Abbildung 5.3.1. In einem ersten Schritt wurden die geostatistischen Flächenkarten sowie die Karten zur Bathymetrie mit den von Rachor & Nehmer (2003) an 182 Standorten abgeleiteten benthischen Lebensgemeinschaften im GIS verschnitten. Jeder der 182 Standorte konnte daher sowohl im Hinblick auf die Zielvariable ‚Benthische Lebensgemeinschaft‘ wie auch zu den abiotischen Merkmalen Temperatur, Salinität, Nitrat, Phosphat, Silikat, Korngrößenzusammensetzung sowie Bathymetrie quantitativ beschrieben werden. Anschließend wurde mit Hilfe des CART-Verfahrens ein Entscheidungsbaum für das Auftreten der acht benthischen Lebensgemeinschaften abgeleitet. Das Anwachsen des Dendrogramms wurde dabei so begrenzt, dass in den gebildeten Tochterknoten nicht weniger als vier Fälle auftreten konnten, entsprechend der Anzahl an Standorten der am geringsten vorkommenden Biozönose, der Lebensgemeinschaft *Helgoländer Tiefe Rinne*. Weiterhin sollte nur dann ein Knoten in zwei Subgruppen unterteilt werden, wenn die daraus resultierende Verbesserung der durch den Gini Index quantifizierten Homogenität („*Improvement*“) mindestens 0,001 betrug (s. Kap. 3.2). Der so berechnete Entscheidungsbäume wurden abschließend durch manuelles Zurückschneiden derart verkleinert, dass jede der acht benthischen Lebensgemeinschaften nach Möglichkeit nur einen Endknoten mit einer relativen Häufigkeit von mindestens 75 % dominiert (Schröder et al. 2005; Pesch et al. 2008b)

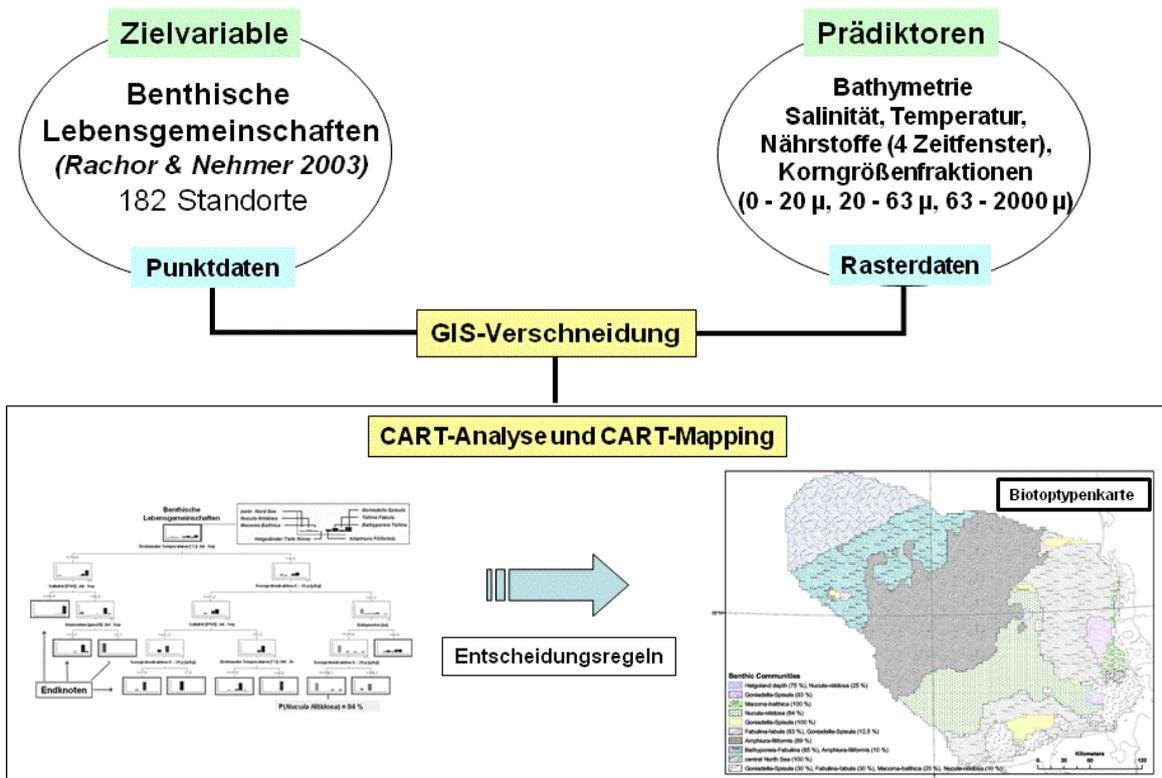


Abbildung 5.3.1: Schema zur datenbasierten Ableitung von Biotypen im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee mit CART-Analyse und -Mapping (eigene Darstellung)

Der auf Informationen aus den geostatistisch abgeleiteten Schätzkarten für den erweiterten Bereich der deutschen Nordsee basierende Entscheidungsbaum für das Auftreten benthischer Lebensgemeinschaften besteht aus insgesamt neun binären Splits, welche die 182 Standorte zehn Gruppen zuordnen (Abb. 5.3.2). Als wichtigstes Splitkriterium wurde im ersten Schritt die Temperaturen in der unteren Wassersäule in den Monaten Juli bis September (bei 14,5 °C) ermittelt. Die Unterteilung der daraus resultierenden Unterknoten erfolgte anhand der bodennahen Salinitätsverhältnisse im gleichen Monatsintervall (bei 34,76 PSU) sowie der Tonfraktion (bei 27,2 g/kg). Insgesamt wurden von den 20 vorliegenden Prädiktoren sechs Variablen als Splitvariablen ausgewählt: bodennahe Temperaturen (Juli bis September und Oktober bis Dezember), zweimal die bodennahen Salinitätsverhältnisse (Juli - September), bodennahe Ammoniumgehalte (Juli bis September), die Wassertiefe sowie dreimal die Korngrößenfraktion 0 bis 20 µ. Von den zehn Gruppen sind neun durch jeweils eine der acht benthischen Lebensgemeinschaften mit einem relativen Anteil von mindestens 75 % vertreten. Dabei tritt *Goniadella spisula* zweimal auf. Nur eine Gruppe enthält keine eindeutig dominant auftretende Lebensgemeinschaft. Hier sind fünf Lebensgemeinschaften mit ähnlicher Häufigkeit vertreten.

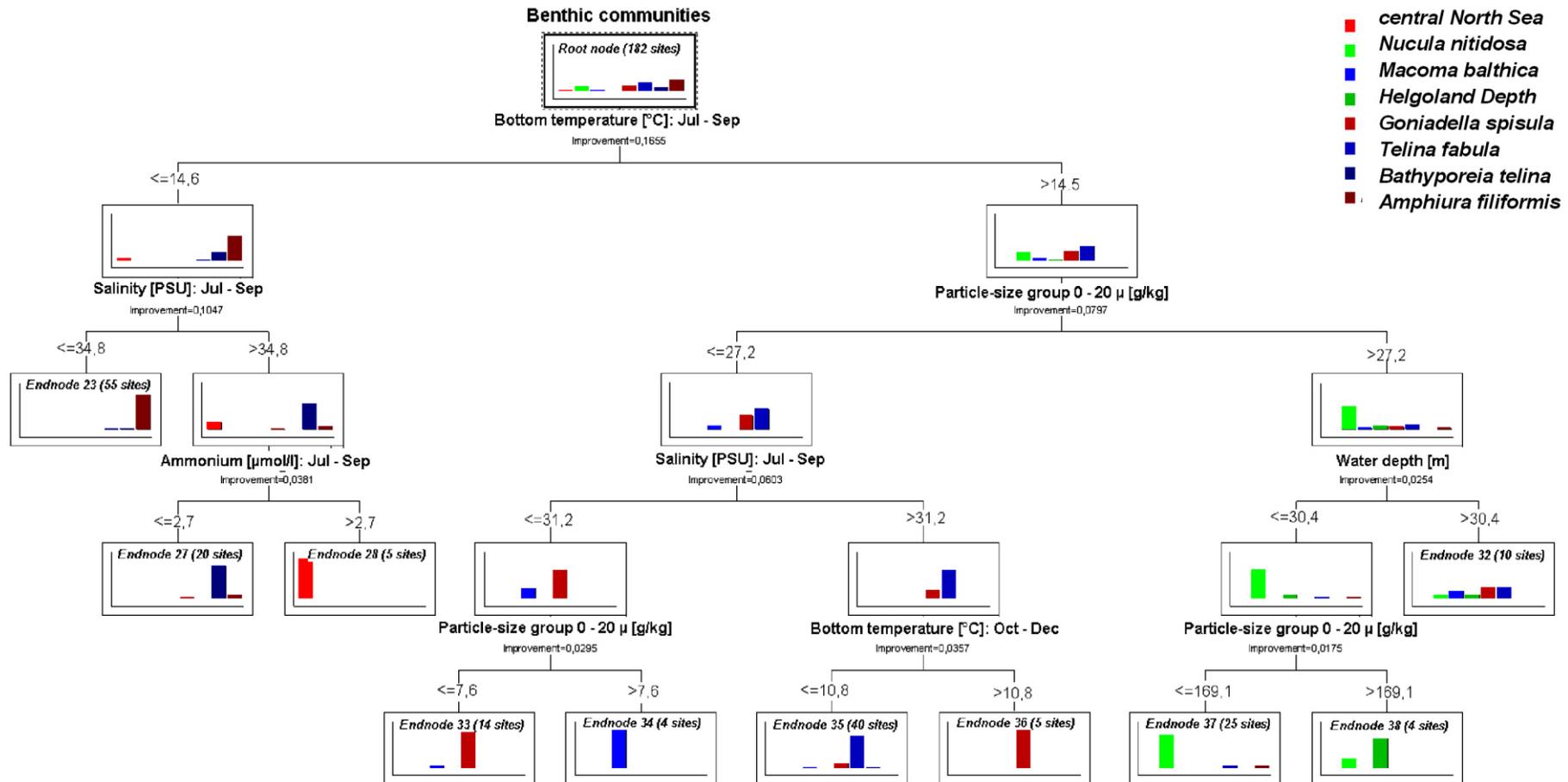


Abbildung 5.3.2: CART-Entscheidungsbaum für das Auftreten der acht benthischen Biozönosen nach Rachor & Nehmer (2003) in Abhängigkeit von abiotischen Standortmerkmalen zur Temperatur, Salinität, zu Nährstoffen (vier Zeitfenster; 1995-2000) sowie Korngrößenfraktionen und der Bathymetrie (verändert nach Pesch et al 2008b, Abb. 3).

		Category							
		cNS	NN	MB	HD	GS	TF	BT	AF
Predicted	<i>centr. North Sea (cNS)</i>	5	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Nucula nitidosa (NN)</i>	0	21	0	0	0	2	0	2
	<i>Macoma balthica (MB)</i>	0	0	4	0	0	0	0	0
	<i>Helgoland Depth (HD)</i>	0	1	0	3	0	0	0	0
	<i>Goniadella spisula (GS)</i>	0	1	3	1	21	3	0	0
	<i>Tellina fabula (TF)</i>	0	0	1	0	5	33	1	0
	<i>Bathyporeia tellina (BT)</i>	0	0	0	0	1	0	17	2
	<i>Amphiura filiformis (AF)</i>	1	1	0	0	0	2	2	49
Total		6	24	8	4	27	40	20	53
Misclassified		1	3	4	1	6	7	3	4
Misclassified %		16,67	12,50	50,00	25,00	22,22	17,50	15,00	7,55

Tabelle 5.3.1: Fehlklassifikationsmatrize der prädiktiven Kartierung der acht benthischen Biozönosen nach Rachor & Nehmer (2003) – erweiterter Bereich der Nordsee (verändert nach Pesch et al 2008b, S. 322, Tab. 4).

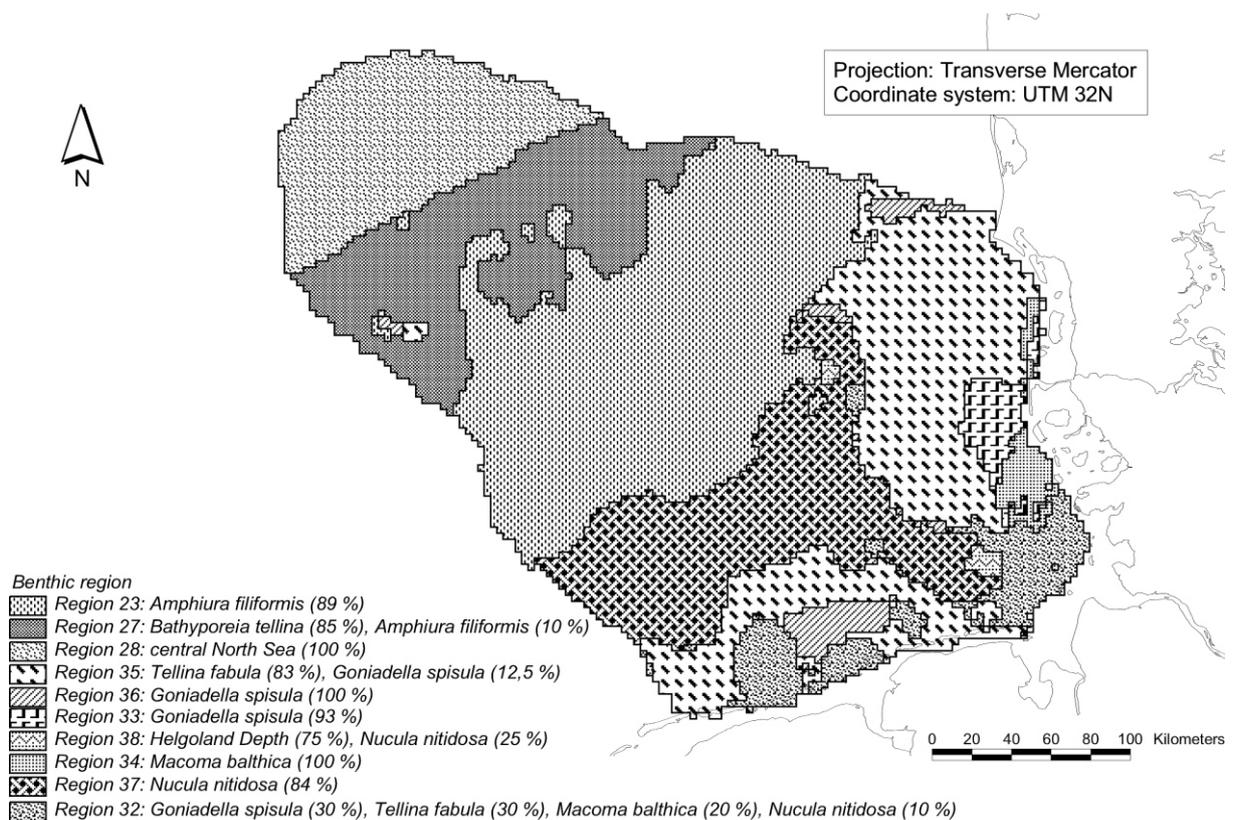


Abbildung 5.3.3: Ergebnis der prädiktiven Kartierung der acht benthischen Biozönosen nach Rachor & Nehmer (2003) mit Hilfe des CART-Verfahrens (verändert nach Pesch et al 2008b, S. 322, Abb. 5).

Die Tabelle 5.3.1 zeigt die Einschätzung der statistischen Güte der CART-Prädiktion in Form einer Fehlklassifikationsmatrize. Insgesamt beläuft sich die Fehlklassifikationsrate des Entscheidungsbaums auf knapp 15,9 %, entsprechend des Verhältnisses zwischen allen fehlklassifizierten Fällen ($n = 29$) und der Gesamtfallzahl ($n = 182$). Die höchsten Fehlklassifikationen sind dabei für *Macoma balthica* festzuhalten (50 %), die niedrigsten zeigen *Amphiura filiformis* (7,5 %), gefolgt von *Nucula nitidosa* (12,5 %) und

Bathyporeia tellina (15 %). Die Fehlklassifikationsrate ist somit wesentlich niedriger als die der CART-Berechnungen von Schröder et al. (2006) sowie der bei Hornsmann et al. (2008a, b) bzw. Weustermann et al. (2008, 2009). So liegt die auf 73 Raumklassen aufgegliederte landschaftsökologische Raumgliederung Deutschlands von Schröder et al. (2006, S. 24) bei ca. 50 %, bei der nach ähnlicher Methodik berechneten europäischen Variante von Weustermann et al. (2008, Tab. 2) werden für drei der 40 Raumklassen Fehlklassifikationen von 46 %, 53 % sowie 86 % angegeben. Diese Unterschiede sind vor dem Hintergrund der verwendeten Datengrundlagen, der z.T. unterschiedlichen Methodik sowie aufgrund von Systemunterschieden zu interpretieren. Weiterführendes hierzu erfolgt im Kapitel 5.5 Diskussion.

Raumklassenbeschreibung. Alle in den Entscheidungsbäumen vorliegenden Endknoten sind das Ergebnis einer hierarchischen Abfolge von Entscheidungsregeln. Um das potenzielle Auftreten einer Lebensgemeinschaft im jeweiligen Untersuchungsgebiet vorherzusagen, wurden diese Regeln als SPSS-Syntax exportiert und auf die abiotischen Rasterkarten des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee angewendet, um potenzielle Verbreitungsgebiete benthischer Biozönosen darzustellen. Die Abbildung 5.3.3 zeigt das Ergebnis der derart definierten Biotoptypenkarte im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee. Jeder der dort gezeigten Lebensraumklassen ist einem der in Abbildung 5.3.2 gezeigten Endknoten und somit auch dem prozentualen Vorkommen der jeweils dominierenden benthischen Lebensgemeinschaft darin zuzuordnen. Diese prozentualen Vorkommen können als Wahrscheinlichkeit des Auftretens der dominierenden benthischen Lebensgemeinschaften verstanden werden.

Pro Lebensraumklasse wurden für alle abiotischen Eingangsvariablen deskriptiv-statistische Kenngrößen berechnet (Pehlke 2005; Schröder et al. 2005). Unter Verwendung des Mann-Whitney U-Tests wurden weiterhin alle Lebensraumklassen auf signifikante Unterschiede aller abiotischer Prädiktoren geprüft. Die deskriptiv-statistische und inferenz-statistische Analyse ermöglicht eine umfassende Charakterisierung der Lebensraumbedingungen der gebildeten Lebensraumtypen. Für die zehn kartierten Lebensraumklassen lassen sich folgende Auffälligkeiten festhalten (vgl. Schröder et al. 2005; S. 48ff; Pehlke 2005):

- Die Lebensraumklasse **23** befindet sich in etwa 150 bis 190 km Entfernung von der deutschen Nordseeküste und weist mit ca. 30 % des Untersuchungsgebietes den größten Flächenanteil aller Lebensraumklassen auf. Sie wird dominiert durch das Auftreten der Lebensgemeinschaft *Amphiura filiformis* (89 %). Die Wassertiefen dieses Lebensraumtyps liegen zwischen ca. 29 und 56 m und

entsprechen dabei in etwa den durchschnittlichen Tiefen-, Sediment- und physikalisch-chemischen Verhältnissen im Untersuchungsraum.

- Zur zentralen Nordsee hin wird die Lebensraumklasse 23 begrenzt durch die Klasse **27**, die etwa 14 % der gesamten Fläche des Untersuchungsraums einnimmt und Wassertiefen zwischen 26 und ca. 60 m aufweist. Mit 85 % dominiert hier *Bathyporeia tellina*, doch ist *Amphiura filiformis* mit 10 % ebenfalls erkennbar vertreten. Im gesamten Untersuchungsraum finden sich ähnliche abiotische Verhältnisse wie in der Klasse 23.
- Mit 11 % Flächenanteil bildet die Lebensraumklasse **28** die äußerste Begrenzung des Untersuchungsgebiets zur zentralen Nordsee. In dieser Raumklasse findet sich ausschließlich die benthische Lebensgemeinschaft *Zentrale Nordsee*. Im Hinblick auf die Bathymetrie sind hier im Vergleich zu allen anderen Raumklassen die größten Werte zu verzeichnen mit Tiefen zwischen ca. 46 und 85 m. Auffällig ist das Auftreten hoher bodennaher Ammonium-, Nitrat- und Phosphatgehalte in den Monaten Juli bis September.
- Die Lebensraumklasse **32** enthält die benthischen Lebensgemeinschaften *Goniadella spisula*, *Tellina fabula*, *Macoma balthica* und *Nucula nitidosa* zu etwa gleichen Anteilen (10 bis 30 %) und findet sich mit einem relativen Flächenanteil von ca. 5 % v.a. in den küstennahen Bereichen des Untersuchungsraums wieder. Die hier vorkommenden Wassertiefen schwanken zwischen 5 und ca. 30 m.
- Ebenfalls in Küstennähe, allerdings ausschließlich in den Bereichen nördlich des Elbe-Urstromtals, findet sich die Lebensraumklasse **33** mit einem Anteil von ca. 2 % an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebiets. Mit Wassertiefen zwischen ca. 5 und 20 m wird diese Raumklasse dominiert durch die Lebensgemeinschaft *Goniadella spisula* (93 %). Hier zeigen sich in den Monaten Januar bis März die bodennahen Nährstoffgehalte im Vergleich zum gesamten Untersuchungsraum deutlich erhöht. Die bodennahen Salinitätsverhältnisse (alle Monatsintervalle) zeigen im Vergleich zur gesamten AWZ äußerst niedrige Werte. Gleiches gilt für die Tonfraktion.
- Mit einem Flächenanteil von ca. 1 % liegt die Lebensraumklasse **34** in unmittelbarer Nachbarschaft zur Klasse 33. In diesem ausschließlich von *Macoma balthica* besetzten Lebensraumtyp finden sich im Vergleich zu den anderen Klassen die geringsten Wassertiefen mit Werten zwischen 5 und 18 m. Auffällig ist, dass die seegrundnahen Stoffgehalte von Ammonium, Nitrat, Phosphat und Silikat in den Monaten Januar bis März im Schnitt um mehr als das Dreifache über den Werten des gesamten Untersuchungsraums liegen.
- Ebenfalls in Küstennähe liegend, reicht die räumliche Ausdehnung der Lebensraumklasse **35** weiter seewärts als die der Klassen 32, 34 und 35. Dementsprechend finden sich hier mit maximal 40 m auch größere Wassertiefen. Die Lebensraumklasse wird zu 83 % von der Lebensgemeinschaft

Tellina fabula dominiert. *Goniadella spisula* ist mit 12,5 % ebenfalls vertreten. Hinsichtlich der abiotischen Merkmale lassen sich kaum nennenswerte Unterschiede zu den durchschnittlichen Verhältnissen des gesamten Untersuchungsraums festhalten.

- Die Lebensraumklasse **36** (Flächenanteil = 2 %) entspricht dem zweiten Lebensraumtyp, in dem *Goniadella spisula* dominant auftritt (100 %). Die Wassertiefen reichen von ca. 16 bis 42 m. Wie bei der Klasse 35 sind auch hier keine wesentlichen Unterschiede zu den durchschnittlichen abiotischen Verhältnissen im Untersuchungsraum auszumachen.
- Die Ausläufer der Elbemündung markierend, liegt die Lebensraumklasse **37** zwischen den nördlichen und südlichen Abschnitten der Klasse 35. Mit 84 % stellt *Nucula nitidosa* hier die dominierende Lebensgemeinschaft. Die Spannweite der Wassertiefen liegt hier bei 18,1 m (30,4 bis 48,5 m). Bei den sonstigen abiotischen Prädiktoren sind keine Auffälligkeiten festzuhalten.
- Mit knapp 0,5 % Flächenanteil ist die Lebensraumklasse **38** die kleinste aller vorkommenden Lebensraumtypen. Mit 75 % stellt die Lebensgemeinschaft *Helgoländer Tiefe Rinne* hier die dominierende Gemeinschaft, ergänzt durch *Nucula nitidosa* (25 %). Die Tiefen reichen von 32 bis 46 m. Auffallend ist der deutlich erhöhte Ton und Schluffanteil.

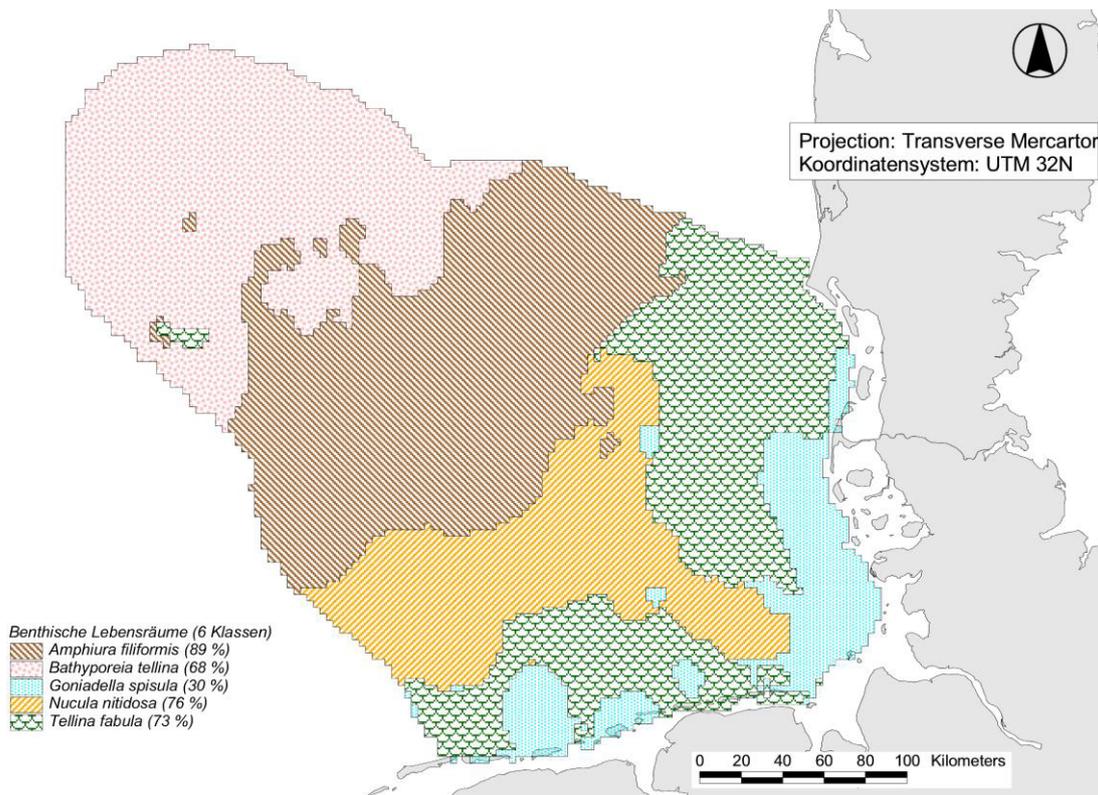


Abbildung 5.3.4: Prädiktive Biotoptypenkarte des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee: 6 Endknotenlösung (Fehlklassifikationsrate 24,7 %) (eigene Darstellung)

Alternative Gliederungsstufen. Entsprechend der Vorgehensweise von Schröder et al. (2006) lassen sich auch für die prädiktive Biotoptypenkarte feinere Gliederungsstufen berechnen, z.B. in dem man die minimale Belegung der gebildeten Unterknoten z.B. auf $n = 2$ setzt. Diese Vorgehensweise resultiert in einem Dendrogramm mit 16 Endknoten und einer Fehlklassifikationsrate von 11 %. Die Abbildung 5.3.4 zeigt diesbezüglich das Ergebnis der Anwendung des CART-Baums auf die im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee vorliegenden Prädiktorvariablen. Es zeigt sich, dass insbesondere die küstennäheren benthischen Lebensraumklassen so weiter ausdifferenziert werden können, wobei zwei der benthischen Lebensgemeinschaften (*Goniadella spisula*, *Nucula nitidosa*) in jeweils drei Endknoten und weitere zwei (*Amphiura filiformis*, *Tellina fabula*) in jeweils zwei Endknoten dominant auftreten.

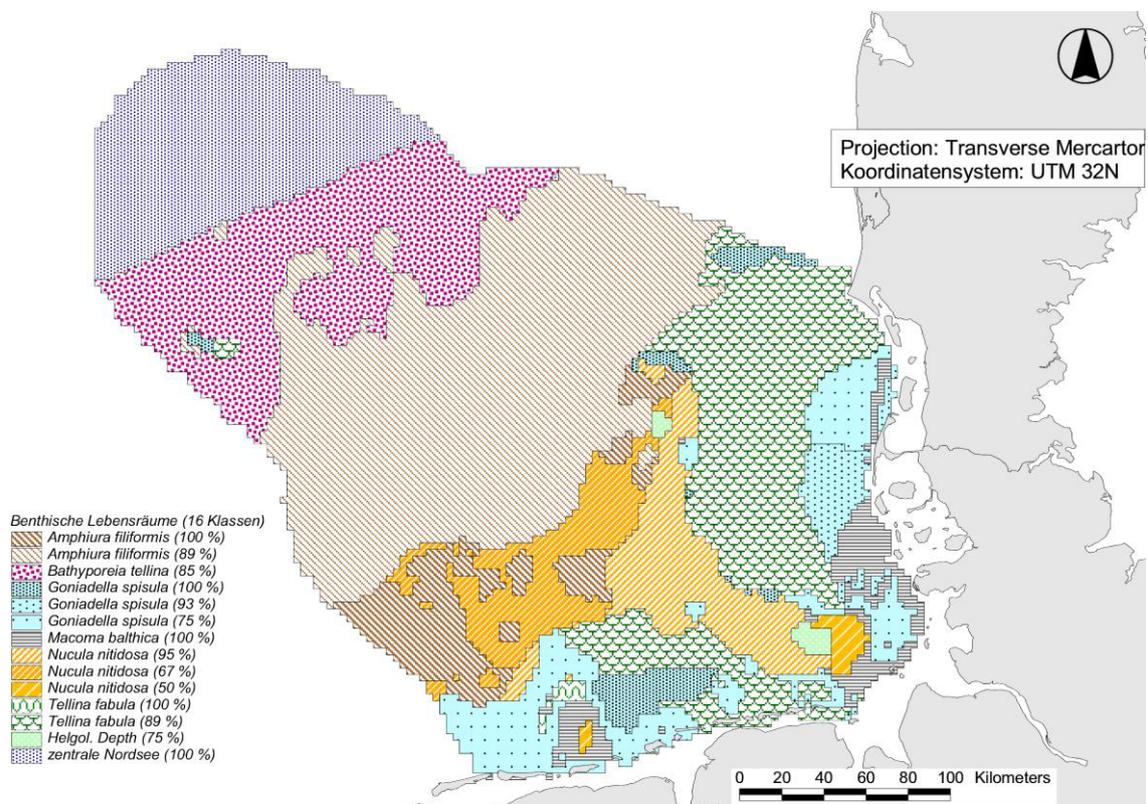


Abbildung 5.3.5: Prädiktive Biotoptypenkarte des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee: 16 Endknotenlösung (Fehlklassifikationsrate 11 %) (eigene Darstellung)

Im umgekehrten Fall wurde die Anzahl der maximalen Fälle in den zu bildenden Unterknoten auf $n = 8$ erhöht. Dadurch wurden lediglich sechs Endknoten gebildet und flächenhaft kartiert. Drei der von Rachor & Nehmer (2003) abgeleiteten Lebensgemeinschaften traten so nicht länger als repräsentativ für die gebildeten Raumklassen auf: *Macoma balthica*, *Helgoländer Tiefe Rinne* sowie *zentrale Nordsee*. Gleiches gilt für die Lebensgemeinschaft *Goniadella spisula*, die mit einem Anteil von nur 30 % zwar die häufigste Lebensgemeinschaft in einer der sechs Endknoten auftritt, allerdings nicht als repräsentativ für diese bezeichnet werden kann.

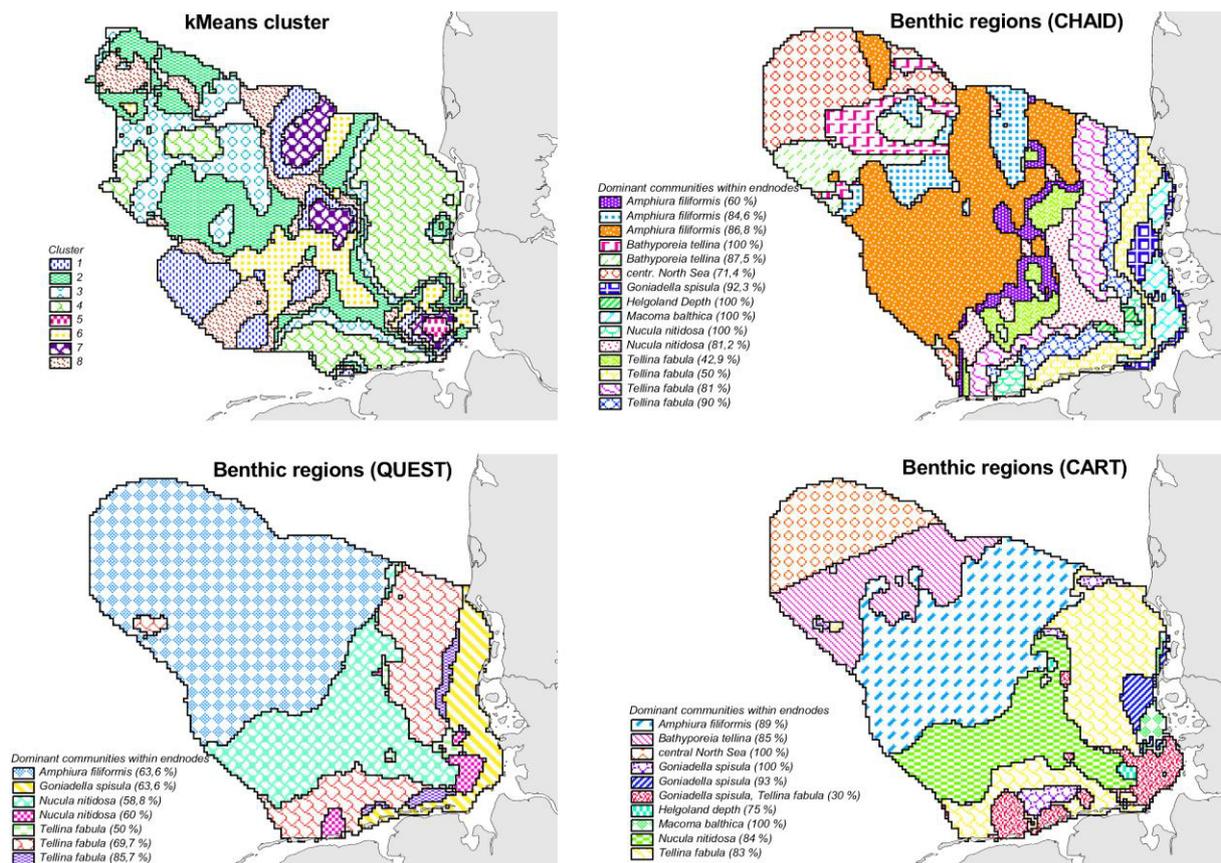


Abbildung 5.3.6: Prädiktive Biotoptypenkarten des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee: Gegenüberstellung dreier Entscheidungsbaumalgorithmen (CHAID, QUEST, CART) sowie eines clusteranalytischen Ansatzes (verändert nach Vetter et al. 2012, S. 789).

Methodenvergleich. Um das Ergebnis der Kartierung vor dem Hintergrund des angewendeten Prädiktionsalgorithmus zu bewerten, wurden die in Kapitel 3 beschriebenen Entscheidungsbaumalgorithmen CHAID und QUEST analog zum CART-Verfahren für die prädiktive Biotopkartierung im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee angewendet (Vetter et al. 2012). Dabei wurde die Anzahl an Prädiktoren gegenüber der oben beschriebenen Vorgehensweise auf die Bathymetrie, die Temperatur und Salinität sowie die Korngrößenverteilungen begrenzt, da die Prädiktoren zu den Nährstoffgehalten in dem berechneten CART-Baum nur eine untergeordnete Rolle spielten. Sowohl beim CHAID- wie beim QUEST-Ansatz erfolgte wie beim CART-Verfahren die Festlegung der in einem Unterknoten zu gruppierenden Fälle auf maximal $n = 4$. Für das CHAID-Verfahren wurde ferner ein Alpha von 0,05 festgelegt, gleiches erfolgte für die Anwendung des QUEST-Verfahrens (Kap. 3.2). Mittels des CHAID-Algorithmus wurden auf diese Art 15 und mit dem QUEST-Ansatz sieben benthische Lebensraumklassen gebildet. Die beiden Verfahren lieferten dabei im Vergleich zum CART-Verfahren höhere Fehlklassifikationsraten (CHAID: 19,8%; QUEST: 35,7 %).

In Anlehnung an die von Hargrove & Hoffmann (2005) erläuterte Vorgehensweise zur clusterbasierten Ableitung von landschaftsökologischen Raumeinheiten im terrestrischen Bereich mit Clusteranalysen, wurden die als Prädiktoren ausgewählten physikalischen und chemischen Variablen mit dem kMeans Cluster Ansatz zu potenziellen Lebensraumkarten aggregiert. Für den Clusteransatz wurden entsprechend der Anzahl an benthischen Lebensgemeinschaften acht zu bildende Cluster festgelegt (Vetter et al. 2012). Dies erfolgte derart, dass die Mittelwerte der Eingangsvariablen pro benthischer Lebensraumklasse als Startpartition in die kMeans-Prozedur eingebunden wurden. Die Cluster wurden so lange iteriert, bis keine Veränderungen mehr auftraten. Die Ergebnisse der Anwendung der drei Entscheidungsbaumverfahren und des clusteranalytischen Ansatzes sind der Abbildung 5.3.6 zu entnehmen.

Nordsee-Kartierung. In Ergänzung zur Biotoptypenkartierung für den erweiterten Bereich der deutschen Nordsee erfolgte die Anwendung desselben statistischen Ansatzes auch auf die gesamte Nordsee (Schröder et al. 2005; Schröder et al. 2007c; Pesch et al. 2009a). Da keine den gesamten Nordseeraum abdeckenden Daten über das Vorkommen benthischer Lebensgemeinschaften vorlagen, wurden aus den standortbezogenen Informationen zum Vorkommen der benthischen Lebensgemeinschaften nach Rachor & Nehmer (2003) ein statistisches Regelwerk für die gesamte Nordsee abgeleitet. Auch hier wurden die bodennahen Konzentrationen folgender gewässeranalytischer Kenngrößen aus der MarGIS-Datenbank für die geostatistischen Analysen berücksichtigt: Ammonium, Nitrat, Phosphat, Silikat, Temperatur und Salinität. Als Alternative zu den vier monatlichen Zeitfenstern wurden für die gesamte Nordsee die Messdaten für zwei Jahreszeiten abgefragt: für die Sommermonate (Juni-September) sowie für die Wintermonate (Dezember-März). Für jedes dieser Zeitfenster wurden die Messdaten des unteren Drittels der Wassersäule diesmal über einen dreijährigen Zeitraum vom Winter 1997 bis zum Sommer 2000 aggregiert. Zusätzlich erfolgten geostatistische Analysen für die zwei Korngrößenfraktionen 0 bis 63 μ , 63 bis 2000 μ . Die Bathymetrie lag bereits als fertige Rasterkarte für den gesamten Nordseebereich vor (Kap. 5.1).

Die Ergebnisse der geostatistischen Analysen zeigen sich für die gesamte Nordsee und den erweiterten Bereich des deutschen Bereichs der Nordsee sehr ähnlich, auch bei Wahl unterschiedlicher Zeitfenster (Tab. 5.3.2). Die höchsten MPEs finden sich vorrangig für die Nährstoffe (bis auf Nitrat im Winter > 20 %) sowie für die niedrigen Korngrößen (0 – 63 μ). Die sonstigen Kreuzvalidierungskenngrößen weisen auf eine gute, unverzerrte Schätzung hin, besonders im Hinblick auf die Korrelationskoeffizienten, die alle oberhalb von 0,74 liegen. Die der Schätzung zugrunde liegenden Modellvariogramme verweisen auf deutliche räumliche Autokorrelationen, mit niedrigen Nugget / Sill Verhältnissen. Anisotropien wur-

den auf Basis der Variogrammkarten in allen Fällen in die Modellierung der Modellvariogrammstruktur eingebracht.

Dataset	Variogram analysis				Crossvalidation				
	nugget/ sill	Major range [m]	Minor range [m]	A-dir. [°]	A-ratio	ME*	MPE [%]	C _s	
Ammonium	summer	0.21	98	93	10.2	0.94	0.02	33.9	0.74
	winter	0.21	128	94	53.3	0.73	-0.02	26.1	0.81
Nitrate	summer	0.29	72	54	354.7	0.75	0.21	13.5	0.81
	winter	0.42	112	73	53.8	0.65	-0.33	37.2	0.92
Phosphate	summer	0.38	57	32	353.1	0.56	0.00	9.9	0.80
	winter	0.13	100	82	41.9	0.82	0.00	12.1	0.89
Salinity	summer	0.09	102	70	350.1	0.69	0.00	0.2	0.95
	winter	0.11	149	78	359.1	0.52	0.00	0.1	0.96
Silicate	summer	0.06	70	57	342.5	0.82	0.09	13.5	0.86
	winter	0.28	101	83	46.1	0.82	0.04	20.7	0.78
Temperature	summer	0.41	104	72	48.1	0.69	0.84	6.2	0.83
	winter	0.07	215	207	40.6	0.97	0.00	2.8	0.97
grain size range 0 - 63 μ		0.03	74	48	71.2	0.64	-1.81	35.2	0.83
grain size range 63 - 2000 μ		0.13	56	55	39.1	0.97	-1.11	1.7	0.80

* The unit of the ME is dependent on the respective measurement parameter (μmol/l - Ammonium, nitrate, phosphate, silicate; PSU - salinity; °C - temperature; g/kg - grain size ranges)

Tabelle 5.3.2: : Tabellarische Übersicht ausgewählter Variogramm- und Kreuzvalidierungskenngrößen (Erklärung s. Tabelle 5.2.1 und 5.2.2) für alle Messdaten der gesamten Nordsee (verändert nach Pesch et al. 2009a, Tab. 3).

Die punktuellen Informationen zu den benthischen Lebensgemeinschaften wurden mit den geostatistisch berechneten Rasterinformationen verschnitten. Mit CART wurde anschließend ein Entscheidungsbaum berechnet, der den Ausgangsdatensatz mit 11 binären Splits in 12 Klassen unterteilt (Abb. 5.3.7). Von den 14 zur Auswahl stehenden Prädiktoren wurden folgende sieben Variablen als Splitkriterium verwendet: dreimal die Bathymetrie, zweimal die bodennahen Temperaturen in den Sommermonaten sowie je einmal die Korngrößenfraktion 0 bis 63μ, die bodennahen Salinitätsverhältnisse (Sommer- und Wintermonate), Temperaturen (Wintermonate), Phosphatgehalte (Sommermonate) und Nitratgehalte (Wintermonate). Dabei wurde der Ausgangsdatensatz im ersten binären Split durch die Wassertiefe (bei 38,2 m) in zwei Untergruppen aufgeteilt. Die darauf folgenden Splits erfolgten wiederum anhand der Wassertiefe (bei 56,7 m) sowie der Korngrößenfraktion 0 bis 63μ (bei 69,5 g/kg). Von den 12 gebildeten Endknoten werden 11 Knoten durch jeweils eine benthische Lebensgemeinschaft mit einem relativen Anteil von mindestens 75 % dominiert. Nur der Knoten 28 enthält keine derart dominant auftretende Lebensgemeinschaft. Hier ist *Nucula nitidosa* mit 67 % und die Lebensgemeinschaft *Helgoländer Tiefe Rinne* mit ca. 14 % vertreten. Im Gegensatz zu dem CART-Dendrogramm wurden für die gesamte

Nordsee somit kein Endnoten gebildet, in dem die *Helgoländer Tiefe Rinne* dominiert. Dafür tritt *Tellina fabula* dreimal auf (Endknoten 37 - 82 %, Endknoten 42 - 75 %, Endknoten 44 - 100 %), *Goniadella spisula* zweimal (Endknoten 41 - 100 %, Endknoten 40 - 81 %) sowie *Bathyporeia tellina* ebenfalls zweimal (Endknoten 48 - 88 %, Endknoten 33 - 100 %). Wie im Fall des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee beläuft sich die Fehlklassifikationsrate des CART-Baums auf knapp 16 % (Tab. 5.3.3). Die höchsten Fehlklassifikationen sind dabei für die Lebensgemeinschaft *Helgoländer Tiefe Rinne* festzuhalten (100 %) gefolgt von *Macoma balthica* (37,5 %). Die niedrigsten Fehlklassifikationen zeigen *Amphiura filiformis* (1,9 %), *Tellina fabula* (12,5 %) sowie *Nucula nitidosa* und die Lebensgemeinschaft *Zentrale Nordsee* (jeweils 16,7 %).

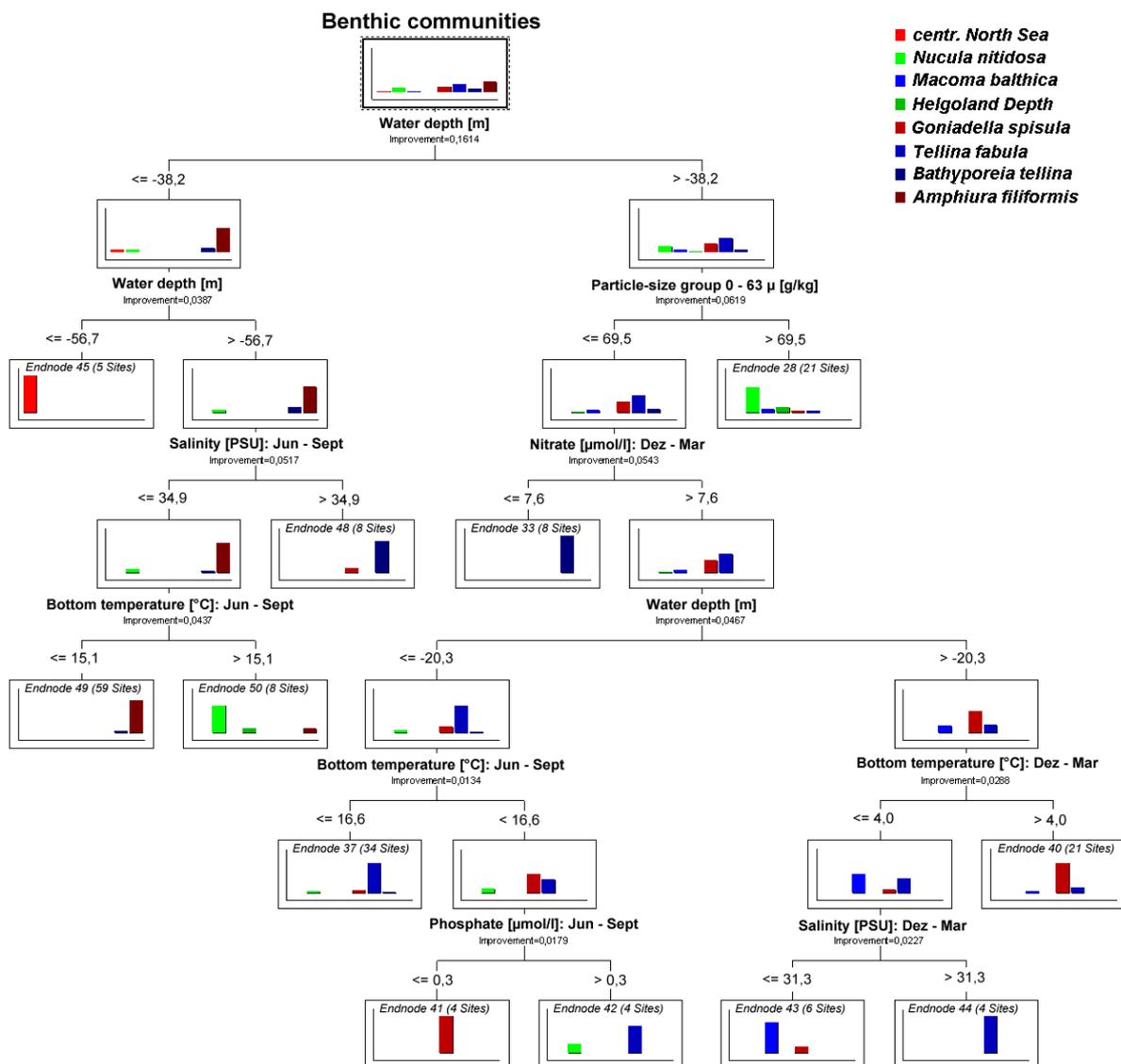


Abbildung 5.3.7: CART-Entscheidungsbaum für das Auftreten der acht benthischen Biozönosen nach Rachor & Nehmer (2003) in Abhängigkeit von abiotischen Standortmerkmalen zur Temperatur, Salinität, zu Nährstoffen (Winter- und Sommermonate 1997 bis 2000) sowie Korngrößenfraktionen und der Bathymetrie (Pesch et al. 2009a, Abb. 1).

		Benthic community							
		cNS	NN	MB	HD	GS	TF	BT	AF
Predicted	<i>centr. North Sea (cNS)</i>	5	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Nucula nitidosa (NN)</i>	0	20	2	4	1	1	0	1
	<i>Macoma balthica (MB)</i>	0	0	5	0	1	0	0	0
	<i>Helgoland Depth (HD)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Goniadella spisula (GS)</i>	0	0	1	0	21	3	0	0
	<i>Tellina fabula (TF)</i>	0	3	0	0	3	35	1	0
	<i>Bathyporeia tellina (BT)</i>	0	0	0	0	1	0	15	0
	<i>Amphiura filiformis (AF)</i>	1	1	0	0	0	1	4	52
	Gesamt	6	24	8	4	27	40	20	53
Misclassified (n)		1	4	3	4	6	5	5	1
Misclassified (%)		16,7	16,7	37,5	100	22,2	12,5	25	1,9

Tabelle 5.3.3: Fehlklassifikationsmatrize der prädiktiven Kartierung der acht benthischen Biozönosen nach Rachor & Nehmer (2003) – gesamte Nordsee (Pesch et al 2009, Tab. 3).

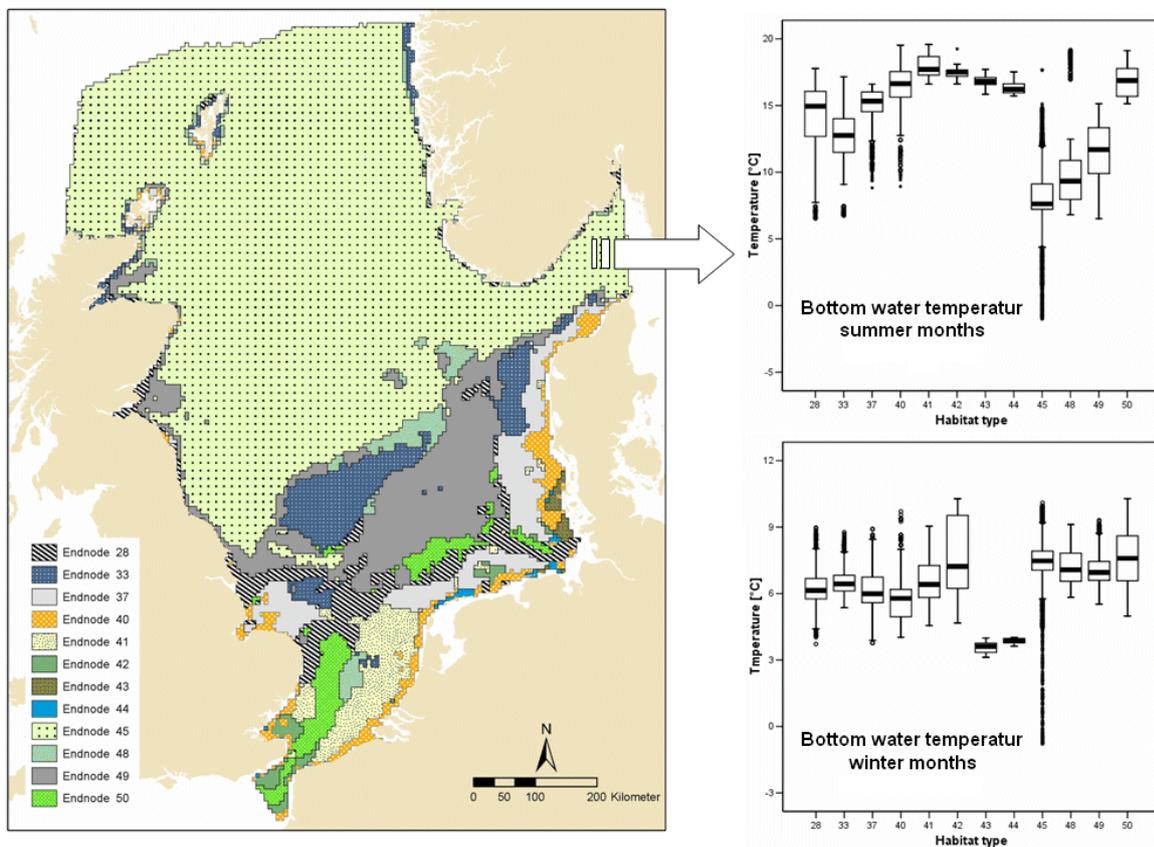


Abbildung 5.3.8: Ergebnis der prädiktiven Kartierung der acht benthischen Biozönosen nach Rachor & Nehmer (2003) mit Hilfe des CART-Verfahrens – gesamte Nordsee. Die Zuordnung der Endknotennummer zu dem CART-Baum ist der Abbildung 5.3.7 zu entnehmen (Pesch et al 2009, Abb. 4).

Entsprechend der Vorgehensweise für den erweiterten Bereich des deutschen Bereichs der Nordsee wurde der in Abbildung 5.3.7 dargestellte CART-Baum auf die geostatistisch berechneten Prädiktoren angewendet (Abb. 5.3.8). Hieraus resultiert aufgrund der Wahl der Bathymetrie als Splitvariable in den zwei oberen Splitebenen des CART-Baum eine großflächige Verbreitung der von Rachor & Nehmer

(2003) gebildeten Lebensgemeinschaft *zentrale Nordsee* im Untersuchungsgebiet. Alle Rasterzellen unterhalb einer Tiefe von 56,7 m werden dieser Lebensgemeinschaft zugeordnet. Auf weitere Beschreibungen der benthischen Lebensraumklassen wird hier nicht näher eingegangen.

Die in Abbildung 5.3.8 dargestellte Karte kann als eine potenzielle Verbreitungskarte benthischer Lebensgemeinschaften in der Nordsee angesehen werden, da ausgehend von einem Teilbereich der Nordsee ein statistisches Regelwerk abgeleitet und dies auf die gesamte Nordsee angewendet wurde, ohne den veränderten biotischen und abiotischen Bedingungen in dessen Ableitung Rechnung tragen zu können. Für eine repräsentative Ableitung eines CART-Modells wären für den gesamten Nordseebereich verteilte Standorte mit Informationen zu benthischen Lebensgemeinschaften notwendig gewesen.

5.4 Anwendungspotenziale im marinen Umweltmonitoring

Die in diesem Kapitel vorgestellten benthischen Lebensraumkarten lassen sich entsprechend der in Kapitel 4.1.3 geschilderten Art und Weise für die Aspekte *Statistische Beschreibung mit Expositionsfaktoren*, *Grobverortung von Umweltmessnetzen* sowie *Vorhersage zukünftiger Verbreitungen benthischer Lebensräume* verwenden. Letzteres ist bei Vorliegen entsprechender Daten unter Verwendung der in den Abbildungen 5.3.2 und 5.3.7 dargestellten Entscheidungsbäumen möglich und vor dem Hintergrund des immensen Aufwands einer erneuten Erhebung benthischer Daten auch sinnvoll. Die Ergebnisse der in die Zukunft prognostizierten räumlichen Verteilungen von Lebensraumtypen könnten dann durch punktuelle Beprobungen entsprechend validiert werden. Hierzu müssten die in Kapitel 5.2 und 5.3 erläuterten Schritte zur Datenaufbereitung auch mit neueren Daten durchgeführt werden. Diese Arbeiten werden in den Ausblick gestellt.

Fischereiintensitäten. Zusammen mit dem Abbau von Sedimenten zählt die Grundfischerei zu den anthropogenen Aktivitäten, die den Meeresboden und dessen Bewohner am direktesten und schwerwiegendsten beeinträchtigen. Neben den anvisierten Zielarten werden auch andere Arten gefangen oder durch das Fanggeschirr verletzt oder getötet. Zudem wird die Boden- und Sedimentstruktur durch den unmittelbaren Kontakt mit den Scherbrettern und Baumkurren verändert (Fock et al. 2011). Die Fischerei mit Baumkurrenkuttern und Scherbretttrawlern findet nahezu in der gesamten AWZ der deutschen Nordsee statt. Über eine Verschneidung der von Schröder et al. (2008) generierten Daten zur Befischungsintensität kann eine Einschätzung der Beeinträchtigung der benthischen Fauna durch Grundfischerei gegeben werden. Die entsprechenden Daten basieren auf VMS (Vessel Monitoring System) Datenpunkten der deutschen AWZ aus dem Jahr 2006 (Schröder et al. 2008) und geben die räum-

liche Verteilung des Fischereiaufwands durch Baumkurrenkutter sowie Scherbretttrawler an (quantifiziert in Befischungen pro Hektar und Jahr). Für geschleppte Geräte wie Baumkurren und Scherbrettnetze konnte über die Gerätebreite und mittlere Fischereigeschwindigkeit die befischte Fläche und so die jährliche Anzahl von Befischungen pro Hektar berechnet werden. Bei der Beeinflussung der benthischen Lebensraumklassen durch die Grundfischerei zeigen sich Unterschiede. So treten besonders hohe Befischungen in den Lebensraumklassen 32 (Maximal 42,7 Befischungen / ha / a; im Mittel 8,8 Befischungen / ha / a), 34 (Maximal 30,9 Befischungen / ha / a; im Mittel 9,7 Befischungen / ha / a), 35 (Maximal 27,2 Befischungen / ha / a; im Mittel 3 Befischungen / ha / a) sowie 33 (Maximal 24,1 Befischungen / ha / a; im Mittel 7,5 Befischungen / ha / a) auf (Tab. 5.4.1).

Endknoten	Beschreibung	Befischungen / ha / a		
		Min	Max	Mw
23	<i>Amphiura filiformis</i> (89 %)	0,1	9,9	2,5
36	<i>Goniadella spisula</i> (100 %)	0,0	12,6	1,4
33	<i>Goniadella spisula</i> (93 %)	0,1	24,1	7,5
34	<i>Macoma balthica</i> (100 %)	2,1	30,9	9,7
37	<i>Nucula nitidosa</i> (84 %)	0,0	10,7	3,7
28	zentrale Nordsee (100 %)	0,0	1,8	0,1
27	<i>Bathyporeia tellina</i> (85 %), <i>Amphiura filiformis</i> (10 %)	0,0	5,9	1,7
35	<i>Tellina fabula</i> (83 %), <i>Goniadella spisula</i> (12,5 %)	0,0	27,2	3,0
38	Helgoländer Tiefe Rinne (75 %), <i>Nucula nitidosa</i> (25 %)	0,0	4,0	0,8
32	<i>Goniadella spisula</i> (30 %), <i>Tellina fabula</i> (30 %) <i>Macoma balthica</i> (20 %), <i>Nucula nitidosa</i> (10 %)	0,0	42,7	8,8

Tabelle 5.4.1: Befischungsintensität (Anzahl Befischungen pro Jahr) über Grundfischerei (Baumkurren und Scherbrettnetze) innerhalb der benthischen Lebensraumklassen nach Pesch et al. (2008b); Die kartografische Zuordnung der Raumklassen- bzw. Endknotennummern sind der Abbildung 5.3.2 zu entnehmen.

Nährstoffverhältnisse. Anhand der in Kapitel 5.2 aus Messdaten zu den Nährstoffen Phosphat, Nitrat, Ammonium und Silikat geostatistisch abgeleiteten Schätzkarten erfolgte die Berechnung von statistischen Indizes über die Nährstoffverhältnisse in den unteren 30% der Wassersäule innerhalb des Untersuchungsgebiets differenziert nach Sommer- und Wintermonaten. Die Vorgehensweise zur Ableitung dieser Gesamtnährstoffindizes aus den 3125 m x 3125 m aufgelösten Rasterinformationen ist dabei an die Methode zur perzentilstatistischen Berechnung von Multi-Metall-Indizes aus den Mess- und Rasterdaten des Moos-Monitorings angelehnt (Kap. 2.2; Pesch 2003). Bei ihrer Übertragung auf Nährstoffkarten für den deutschen Teil der Nordsee lassen sich folgende Arbeitsschritte unterscheiden: In einem ersten Schritt wurden die als Rasterkarten vorliegenden Nährstoffkarten in eine Tabelle für die Winter wie auch die Sommermonate aus dem GIS exportiert und anschließend die jeweils vier tabellarisch angeordneten Schätzwerte pro Nährstoff in zehn Perzentilgruppen eingeteilt. Werte innerhalb des null-

ten und zehnten Perzentil erhielten die Kennziffer 1, und Werte, die sich innerhalb des zehnten bis zwanzigsten Perzentils befanden erhielten die Kennziffer 2, usw. Somit lag im Ergebnis pro Nährstoff und Rasterzellen ein Index von 1 bis 10 über alle vier Nährstoffe vor. Anschließend erfolgte eine arithmetische Mittelung der Nährstoffindizes pro Rasterzelle, resultierend in dem sogenannten Gesamtnährstoffindex (Abb. 5.4.1).

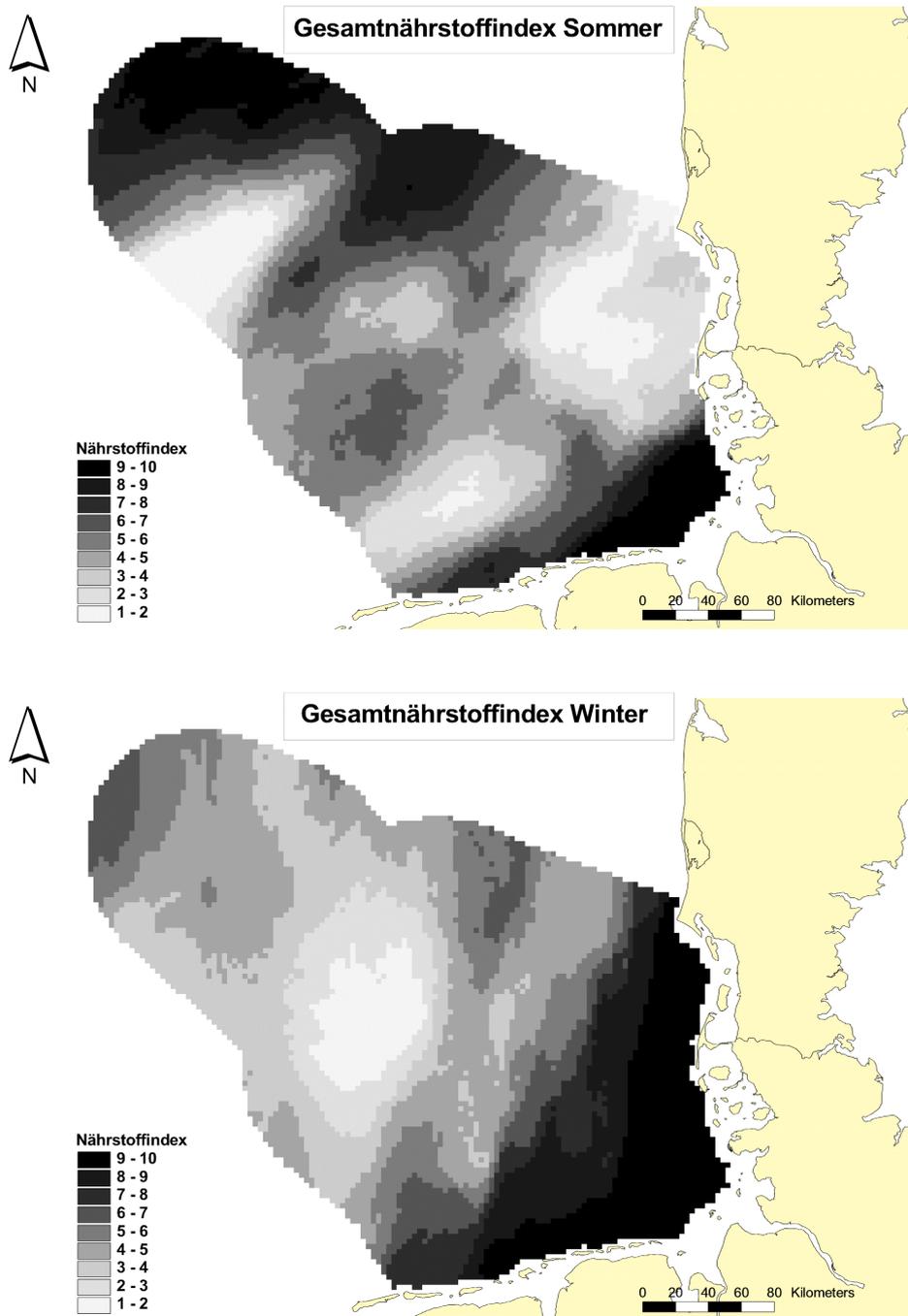


Abbildung 5.4.1: Perzentilstatistisch abgeleitete Gesamtnährstoffindizes für die Sommer- und Wintermonate für den Zeitraum 1995 bis 2000 im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee (eigene Darstellung)

Mit Hilfe der in der Abbildung 5.4.1 dargestellten Nährstoffindexkarten lässt sich nun der Nährstoffhaushalt innerhalb der 10 benthischen Lebensraumklassen aggregiert darstellen (Tab. 5.4.2). Dabei zeigen v.a. die Lebensraumklassen 32 und 34 sowohl im Sommer als auch im Winter durchgängig hohe Indizes.

Endknoten	Lebensgemeinschaften	Gesamtnährstoffindex					
		Sommer			Winter		
		Min	Max	Median	Min	Max	Median
23	<i>Amphiura filiformis</i> (89 %)	1,0	9,3	5,5	1,0	7,0	3,8
36	<i>Goniadella spisula</i> (100 %)	1,3	8,0	5,8	4,0	10,0	9,0
33	<i>Goniadella spisula</i> (93 %)	2,0	10,0	3,3	10,0	10,0	10,0
34	<i>Macoma balthica</i> (100 %)	2,8	10,0	7,1	9,8	10,0	10,0
37	<i>Nucula nitidosa</i> (84 %)	1,3	9,8	4,8	2,8	10,0	5,3
28	zentrale Nordsee (100 %)	6,5	9,8	9,0	3,5	6,8	5,0
27	<i>Bathyporeia tellina</i> (85 %), <i>Amphiura filiformis</i> (10 %)	1,0	9,0	5,5	2,5	5,8	4,0
35	<i>Tellina fabula</i> (83 %), <i>Goniadella spisula</i> (12,5 %)	1,0	10,0	3,0	4,0	10,0	8,3
38	Helgoländer Tiefe Rinne (75 %), <i>Nucula nitidosa</i> (25 %)	2,3	9,8	9,3	4,5	9,8	9,5
32	<i>Goniadella spisula</i> (30 %), <i>Tellina fabula</i> (30 %) <i>Macoma balthica</i> (20 %), <i>Nucula nitidosa</i> (10 %)	1,8	10,0	8,3	5,8	10,0	9,8

Tabelle 5.4.2: Deskriptiv-statistische Beschreibung der benthischen Lebensraumklassen mit dem Gesamtnährstoffindex für Sommer- und Wintermonate. Die kartografische Zuordnung der Raumklassen- bzw. Endknotennummern sind der Abbildung 5.3.2 zu entnehmen.

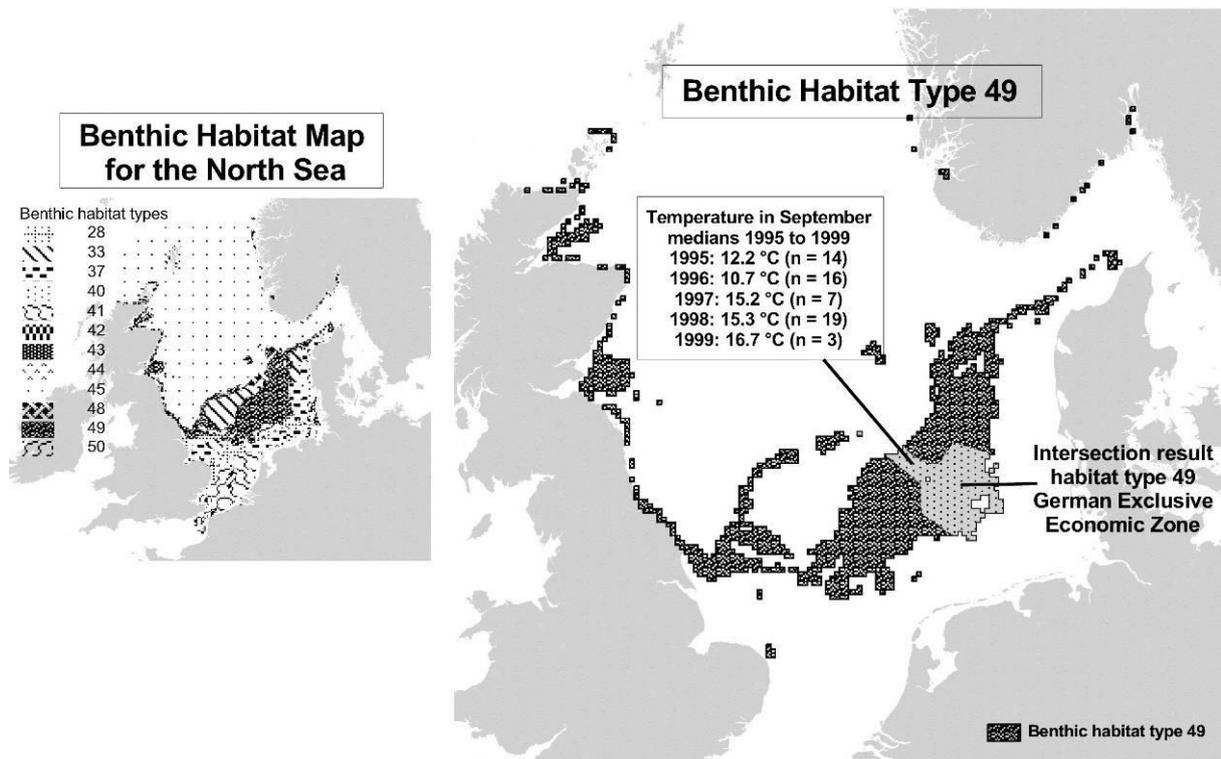


Abbildung 5.4.2: Zeitlicher Trend der Temperaturen innerhalb der benthischen Lebensraumklasse 49, Teilbereich deutsche AWZ (Pesch et al. 2011, S. 118).

Analyse Temperaturdaten. Neben den für die prädiktive Kartierung eingesetzten Prädiktoren lassen sich die generierten Raumklassen mit beliebig zeitlich geschichteten abiotischen Standortfaktoren verschneiden, um so z.B. zeitliche Trends der jeweiligen Messvariable innerhalb einer speziellen Raumklasse zu veranschaulichen. Ein Beispiel hierfür findet sich bei Pesch et al. (2011) als Ergebnis einer ergänzenden Auswertung der in Abbildung 5.3.8 dargestellten benthischen Lebensraumkarte für die gesamte Nordsee. So wurde der deutsche Teil der Raumklasse 49 (dominierende Lebensgemeinschaft: *Amphiura filiformis* – 88,1 %) Raumklasse mit Messdaten zu den Temperaturverhältnissen in der bodennahen Wassersäule im Monat September zwischen den Jahren 1995 und 1999 verschnitten (Abb. 5.4.2). Bei Berücksichtigung der z.T. sehr niedrigen Anzahl von Messwerten pro Jahr sowie nicht identischer Standorte zwischen den Jahren zeigt sich ein steigender Trend der Temperaturen. Bis auf die Zunahme der Temperaturen von 1996 auf 1997 wurde dieser Trend allerdings als nicht signifikant ermittelt (U-Test nach Mann und Whitney; $\alpha = 0,05$).

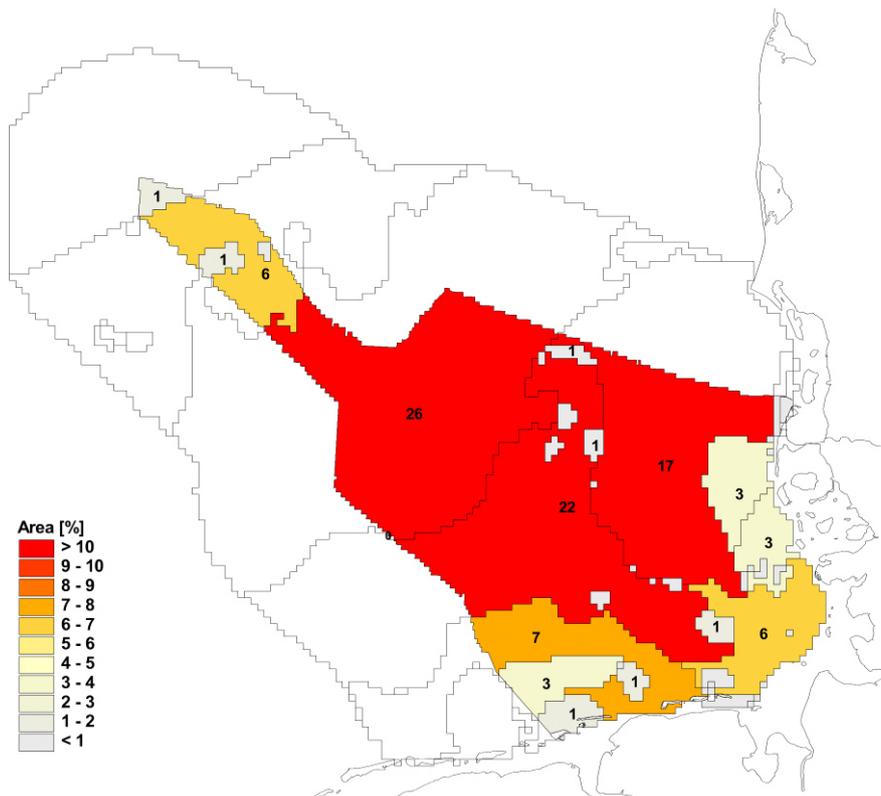


Abbildung 5.4.3: Landschaftsökologisch repräsentative Verteilung von 100 Standorten innerhalb des deutschen Bereichs der Nordsee (> 5 m Tiefenlinie) (Vetter et al. 2012, S. 790).

Messnetzplanung. Wie im Kapitel 4.1 beschreiben, sollten Umweltmessnetze aus landschaftsökologischer Perspektive so im Raum angeordnet sein, dass deren prozentuales Auftreten innerhalb einer Raumklasse auch deren Flächenanteil im Gesamtuntersuchungsraum entspricht. Auf dieser Basis wur-

de für den Bereich des deutschen Bereichs der Nordsee eine prozentuale Grobanteilung innerhalb der Teilpolygone der benthischen Lebensraumkarte aus Abbildung 5.2.3 vorgenommen (s. Abb. 5.4.3). Die dargestellte Grobverortung ist nur ein erster Schritt zur Einrichtung eines aus landschaftsökologischer Sicht sinnvollen Messnetzes. Für eine Detailverortung der auf die Teilpolygone zugewiesenen Standorte existieren unterschiedliche Möglichkeiten. Diese werden im Kapitel 6 anhand eines terrestrischen Beispiels vorgestellt und für marine Anwendungen z.T. umgesetzt und diskutiert.

5.5 Diskussion

Der Transfer der von Schröder et al. (2006) erarbeiteten Methodik zur kartografischen Abbildung landschaftsökologischer Raumeinheiten konnte erfolgreich durchgeführt und darüber hinaus durch die Verwendung geostatistischer Verfahren methodisch erweitert werden. Im Folgenden werden sowohl die verwendeten Daten und Methoden als auch die Ergebnisse vor dem Hintergrund des im Kapitel 4.2 beschriebenen nationalen wie internationalen Forschungsstands diskutiert. Im Anschluss daran erfolgt ein methodisch-kritischer Vergleich der prädiktiven Biotopkartierung mit der von Schröder et al. (2006) vorgelegten landschaftsökologischen Raumgliederungen Deutschlands. Dabei erfolgt auch eine Bewertung der von Weller (2009) formulierten Kritik zu statistischen landschaftsökologischen Raumgliederungen, die auch im Zusammenhang mit der benthischen Lebensraumkartierung reflektiert wird. Das Kapitel 5.5 schließt mit einem Fazit und einem Ausblick auf zukünftigen Forschungsbedarf im Hinblick auf landschaftsökologische Kartierungen am Meeresgrund.

Daten. Die Qualität der verwendeten Datengrundlage ist wesentlich zur Einschätzung des Ergebnisses der prädiktiven Lebensraumkartierung. Neben der Qualität der für die prädiktive Kartierung eingesetzten Prädiktorvariablen ist die Aussagekraft der Zielvariablen für das Ergebnis der Biotoptypenkartierung dabei ausschlaggebend. Als Zielvariable wurden an 182 Standorten innerhalb des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee abgeleitete Zoozönosen über die benthische Endofauna verwendet. Deren Ableitung erfolgte anhand von Abundanzdaten über die endofaunistische Makrofauna am Meeresgrund der Nordsee mittels multivariat-statistischer Verfahren. Die entsprechende Vorgehensweise ist umfassend und nachvollziehbar in Rachor & Nehmer (2003) erläutert.

Die Endofauna besiedelt per Definition den Meeresgrund und lebt im Gegensatz zu den Epifauna im Meeresboden (Tardent 1979). Erstere ist abgesehen von häufig vorkommenden planktischen Verbreitungsstadien nur gering mobil und eignet sich daher als biologischer Standortzeiger. Die Verwendung von Biozönosen anstelle von einzelnen Arten als interessierende, flächenhaft zu kartierende Zielvariable

entspricht dem Grundgedanken der Landschaftsökologie nach Troll (1966, S. 11f.), wonach diese „...das Studium des gesamten in einem bestimmten Landschaftsausschnitt herrschenden komplexen Wirkungsgefüges zwischen den Lebensgemeinschaften (Biozönosen) und ihrer Umweltbedingungen [darstellen]. Dies äußert sich räumlich in einem bestimmten Verbreitungsmuster (Landschaftsmosaik, landscape pattern) oder räumlichen Gliederung verschiedener Größenordnung.“ Demzufolge leiten sich aus der Kenntnis über Biozönosen und deren Wechselwirkungen mit den abiotischen Standortbedingungen die Landschaftsstrukturen und –gliederungen auf unterschiedlichen räumlichen Maßstabsebenen ab.

Parameter	Time interval	Number of sites	Values/site		Mean coefficient of variation (%)
			min	max	
Ammonium	January–March	45	2	4	39.5
	July–September	34	2	3	38.7
Nitrate	January–March	30	2	3	29.2
	July–September	58	2	3	36.9
Phosphate	January–March	53	2	7	25.9
	July–September	60	2	3	33.3
Salinity	January–March	233	2	32	1.14
	April–June	353	2	35	0.48
	July–September	221	2	21	0.70
	October–December	66	2	17	1.03
Silicate	January–March	61	2	7	23.0
	July–September	44	2	4	43.4
Temperature	January–March	260	2	32	14.0
	April–June	331	2	35	4.60
	July–September	241	2	21	3.26
	October–December	66	2	17	9.79

Tabelle 5.5.1: Variationskoeffizienten, berechnet über alle Standorte, an denen mehr als zwei Messdaten aufgenommen wurden (Pesch et al. 2008b, S. 323, Tab. 5)

Die Auswahl der für die flächenhafte Darstellung der Endofauna-Gemeinschaften verwendeten abiotischen Prädiktoren erfolgte einerseits anhand der in Kapitel 4.2 gelisteten, von der ICES Working Group on Marine Habitat Mapping empfohlenen Kenngrößen zur prädiktiven Kartierung benthischer Lebensformen und zum anderen anhand der zur Verfügung stehenden Daten. Die auf dieser Grundlage zusammengestellten Geoinformationen umfassten die Kenngrößen Bathymetrie, Temperatur und Salinität, sedimentologische Kenngrößen in Form von drei Korngrößenfraktionen (deutscher Teil der Nordsee) bzw. zwei (gesamte Nordsee) zur Beschreibung der für die Endofauna wichtigen Substrateigenschaften sowie Nährstoffvariablen zur Charakterisierung der gewässerchemischen Standortbedingungen am Meeresgrund.

Bis auf die bathymetrische Karte lagen alle Kenngrößen in Form von Messdaten vor, die über einen Zeitraum von sechs Jahren (1995-2000) aus den unteren 30 % der Wassersäule für vier Monatsintervalle aus der Datenbank abgerufen wurden. Um die damit verbundene Variabilität der Messwerte zu beschreiben, wurden die extrahierten Datensätze nach solchen Standorten abgefragt, an denen mindestens zwei Messwerte pro Koordinate vorlagen. Dass dem so ist, kann auf folgende Aspekte zurückgeführt werden: (1) Es wurden in den unteren 30 % der Wassersäule im selben Monat mehrere Messungen in unterschiedlichen Tiefen durchgeführt. (2) Die Mehrfachmessungen entstammen Parallelmessungen zur Gewährleistung der physikalisch-chemischen Qualitätskontrolle. (3) Es wurden am selben Standort über mehrere Zeitpunkte Messungen durchgeführt. Die Tabelle 5.5.1 zeigt für jede der verwendeten Eingangsgrößen die berechneten mittleren prozentualen Variationskoeffizienten über alle Fälle, bei denen die Anzahl der pro Koordinate vorliegenden Messdaten $n = 2$ übersteigt. Es zeigen sich folgende Besonderheiten: Im Mittel niedrige Schwankungen weisen nur die Salinität ($< 2\%$) und die Temperatur ($< 10\%$ mit Ausnahme der Temperaturen zwischen Januar und März) auf. Alle anorganisch-chemischen Stoffkomponenten zeigen hohe Variabilitäten von 23% (Silikat Monate Januar bis März) bis $43,4\%$ (Silikat Monate Juli bis September). In vier von acht Fällen liegen die Variabilitäten diesbezüglich oberhalb von 35% . Für die gesamte Nordsee konnten trotz der unterschiedlichen gewählten Jahres- und Monatsintervalle ähnliche Tendenzen festgestellt werden (Pesch et al. 2009a): Besonders die Nährstoffe zeigen äußerst hohe Messwertvariabilitäten auf. Diese belaufen sich minimal auf $21,5\%$ (Silikat in den Sommermonaten) und erreichen mit ca. 127% bei Ammonium in den Wintermonaten ihr Maximum. Die Temperaturen streuen sowohl in den Sommer wie auch in den Wintermonaten nur gering (Sommer: ca. 6% ; Winter ca. 3%), mehr noch gilt dies für die Salinität (jeweils unter 2%).

Neben kleinräumigen horizontalen und vertikalen Unterschieden in den Konzentrationen dieser Messgrößen vermögen die unterschiedlich angewendeten Aufbereitungs- und Messmethoden für die hohen Variabilitäten verantwortlich zu sein. So gibt die MarGIS-Datenbank nur zu einem Teil der Messwerte Informationen zur Entnahme- und Labormethode Auskunft, doch auch hier werden unterschiedliche Verfahren genannt. Angaben zur Qualitätssicherung und -kontrolle sowie zur Vergleichbarkeit der verwendeten Methoden standen nicht zur Verfügung. Eine nach Labormethode differenzierte räumliche Analyse war nicht möglich, da ansonsten keine ausreichende Abdeckung entsprechender Messstellen im Untersuchungsgebiet gewährleistet werden konnte. Der Grund, warum trotz dieser hohen Schwankungen deutliche räumliche Autokorrelationen der Messwerte aus den Variogramm-Analysen abgeleitet werden konnten, kann neben geringen Unterschieden in den angewendeten Methoden auch auf die arithmetische Mittelwertbildung pro Koordinate zurückgeführt werden.

Ähnlich wie die ozeanografischen Kenngrößen, weisen auch die eingesetzten sedimentologischen Primärinformationen Defizite im Hinblick auf deren zeitliche Repräsentanz auf. So dokumentiert die MarGIS-Datenbank einen Erhebungszeitraum von 1982 bis 2001 für die erhobenen Sedimentinformationen. Innerhalb dieses Zeitraums ist es nicht auszuschließen, dass sich in Folge der horizontalen Verlagerung von Sedimentpartikeln die Sedimentzusammensetzung am Meeresgrund ändert. Allerdings zeigen die Ergebnisse der Variogramm-Analysen auch hier deutliche räumliche Autokorrelationen. Die Nugget / Sill Verhältnisse liegen für alle drei Korngrößenfraktionen nicht oberhalb von 0,25, gleichbedeutend mit niedrigen kleinräumigen Varianzen der entsprechenden Messungen. Ähnliches belegen die Ergebnisse der Kreuzvalidierung, die tendenziell keine Über- oder Unterschätzungen des gewählten Variogrammmodells anzeigen. Auch die Spearman Korrelationen zwischen Mess- und Schätzwerten sind mit statistisch signifikanten Koeffizienten von oberhalb von 0,7 deutlich. Nur die Mediane der Beiträge der prozentualen Abweichungen von Mess- und Schätzwerten sind für die kleineren Korngrößenfraktionen 0-20 μ (ca. 30 %) hoch und für 20-63 μ (ca. 72 %) sehr hoch. Letzteres mag daran liegen, dass die entsprechenden Messwerte deutliche Rechtsschiefen (0-20 μ : 2,9; 20-63 μ : 3,6) aufweisen. Bei den für die Nordsee berechneten Korngrößenfraktionen 0-63 μ sowie 63-2000 μ zeigen sich deutliche räumliche Autokorrelationen (Nugget / Sill liegt jeweils unterhalb von 15 %). Die Ergebnisse der Kreuzvalidierung verweisen auf unverzerrte Schätzungen mit erhöhten Abweichungen zwischen Messwerten und Schätzungen für 0-63 μ (ca. 30 %) sowie niedrigen Abweichungen für 63-2000 μ (1,7 %). Weitere Sedimentkarten waren zwar verfügbar, doch bis auf die nordseeweit vorliegende internationale Quartär-Karte von Europa (Andersen et al. 1970) nicht flächendeckend über den ganzen Untersuchungsraum. Andere Sedimentkarten für die deutsche Bucht lagen nicht flächendeckend für den Untersuchungsraum vor (z.B. Figge (1981) für die Deutsche Bucht) oder standen nicht zur Verfügung. So existiert mittlerweile eine vom BSH gemäß der Sedimentklassifikation nach Tauber & Lemke (1995) klassifizierte flächendeckende Sedimentkarte für die deutsche Nordsee. Diese wie auch andere bei der Ableitung der Karte fehlenden Datengrundlagen (z.B. zu Meeresströmungen) sollten im Rahmen einer Optimierung der benthischen Lebensraumkarte eingesetzt werden.

Flächenschätzungen. Geostatistische Verfahren wurden eingesetzt, um die punktuellen abiotischen Messinformationen flächenhaft zu verallgemeinern. Die Anwendung geostatistischer Verfahren in den marinen Umweltwissenschaften wird in der internationalen Forschungsliteratur dokumentiert (z.B. Chihi et al. 2000; González-Gurriarán et al. 1993; Maynou et al. 1998; Petitgas 1997; Rivorard & Wieland 2001; Ruffino et al. 2004; Stelzenmüller et al. 2005). Dabei kommen verschiedene geostatistische Methoden zur Anwendung, von denen in dieser Studie das Ordinary Kriging, ohne Transformation der Rohdaten und ohne Berücksichtigung der potenziellen Drift des Erwartungswertes, eingesetzt wurde.

Wie die im Kapitel 5.2 gemachten Ausführungen zeigen, konnten auch so verhältnismäßig gute Schätzungen aus den Messdaten abgeleitet werden. Trotzdem sollten zukünftige Arbeiten auf die Einbeziehung alternativer Methoden abzielen, da die Qualität der prädiktiven Karten stark von der Qualität der geschätzten Flächenkarten abhängt. Denn je nach Annahmen über die Ausprägung der Zufallsfunktion im Raum existieren unterschiedliche Kriging-Methoden. Das Ordinary-Kriging ist die am häufigsten verwendete Kriging-Art, wobei der Mittelwert (oder Erwartungswert) der Zufallsfunktion an jeder beliebigen Stelle im Raum zwar als unbekannt, aber konstant angenommen wird. Kann dies aufgrund von räumlichen Trendanalysen und / oder fachlichen Vorüberlegungen nicht als gegeben vorausgesetzt werden, sollten andere Kriging-Varianten in Betracht gezogen werden. So kann die räumliche Veränderung des Erwartungswerts der Zufallsfunktion über polynomische Trendfunktionen modelliert werden. Variogramm-Analyse und Kriging werden dann mit den Differenzen zwischen polynomischer Trendfläche und Messwerten durchgeführt und die daraus resultierende Residuenkarte anschließend auf die Trendfläche addiert (Universal Kriging). Ähnlich wird bei dem Regressions-Kriging nach Odeh et al. (1995) verfahren, nur dass hier die Trendfunktion auf Basis einer oder mehrerer flächendeckend vorliegenden Co-Variable regressionsanalytisch abgeleitet wird.

Besonders das Regression Kriging hat sich in terrestrischen Fallstudien als geeignete Alternative zu den übrigen Kriging Arten erwiesen und sollte auch im marinen Bereich im Hinblick auf seine Anwendbarkeit überprüft werden. Die Vorgehensweise hierfür wird in der Abbildung 5.5.1 veranschaulicht und lässt sich folgendermaßen zusammenfassen: In einem ersten Schritt werden die standortbezogenen Informationen zur interessierenden Messgröße (in Abb. 5.5.1: Nährstoffkonzentrationen – z.B. Phosphatgehalte in der Wassersäule) mit flächenhaft vorliegenden potenziellen Prädiktoren (in Abb. 5.5.1: Bathymetrie, Meereströmungen, Distanz zur Küste) im GIS verschnitten. Als nächstes erfolgt eine (lineare) Regressionsanalyse zwischen der interessierenden Variable und den potenziellen Prädiktoren. Die daraus resultierende Regressionsfunktion wird auf die flächendeckend quantifizierten Prädiktorvariablen zur Berechnung einer Regressionskarte angewendet. Diese entspricht der modellierten Drift der Zufallsfunktion. Die Differenz zwischen den Messwerten und der Driftkomponente (Residuen) wird anschließend auf räumliche Autokorrelation überprüft. Kann eine solche nachgewiesen werden, erfolgt die flächenhafte Interpolation der Residuen zu einer Residuenkarte z.B. mit dem Ordinary Kriging. Anschließend werden wie beim Universal Kriging Residuenkarte und Regressionskarte aufaddiert, resultierend in der Flächenschätzung für die interessierende Variable. Die Anwendung dieser Methode setzt eine umfangreiche Überprüfung der statistischen Validität hinsichtlich unterschiedlicher Kriterien voraus (z.B. hinsichtlich der Art der Abhängigkeit, der Überprüfung auf Homoskedastizität und Kollinearitäten). Entsprechende Beispiele aus dem terrestrischen Umweltmonitoring finden sich bei Zirlewagen & von Wil-

pert (2010) sowie Schröder & Pesch (2011) zur Schätzung von Kohlenstoffvorräten in Wäldern, bei Schröder et al. (2011 a,b) für die flächendeckende Überführung von gemessenen Stoffkonzentrationen in Moosen zu atmosphärischen Depositionsraten sowie bei Schmidt et al. (2010b) zur deutschlandweiten Kartierung des Eintritts phänologischer Pflanzenphasen infolge erhöhter Temperaturen.

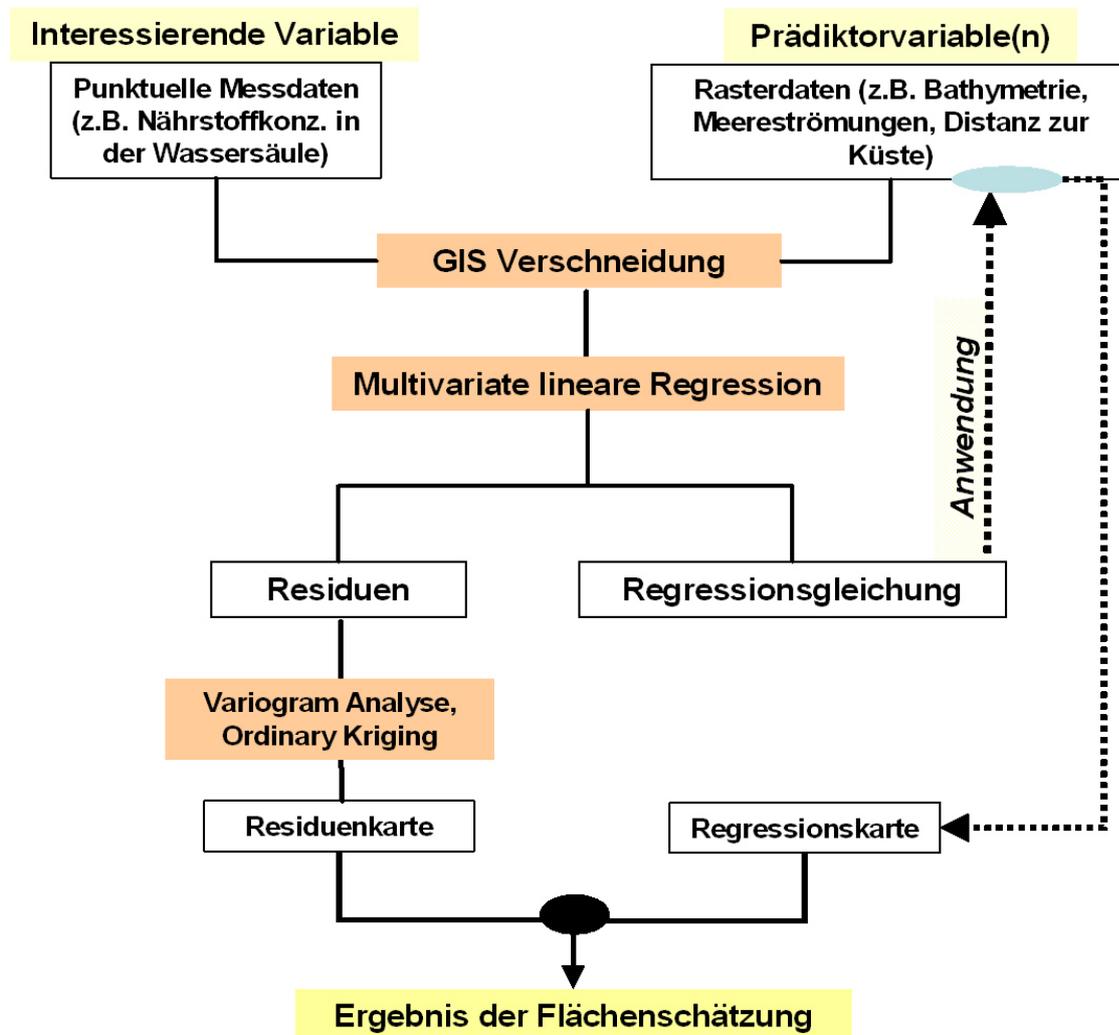


Abbildung 5.5.1: Methodisches Design zur Durchführung des Regression-Krigings nach Odeh et al. (1995) (eigene Darstellung)

Die eigentliche Voraussetzung für die Durchführung des Regression Krigings ist das Vorliegen einer statistisch nachweisbaren Beziehung zwischen der interessierenden Variable und den Prädiktoren. Dass die Methode daher für den marinen Raum anwendbar ist, zeigt die Tabelle 5.5.2 anhand der Korrelationskoeffizienten nach Pearson für die statistische Beziehung zwischen den für die benthische Lebensraumkartierung verwendeten, an den 182 Standorten der benthischen Lebensgemeinschaften geostatistisch berechneten Ausprägungen der Messvariablen Silikat, Nitrat, Ammonium, Temperatur und Salinität zur Bathymetrie sowie zur Küstendistanz. Die Küstendistanz zum europäischen Festland wurde

hierbei mit Hilfe eines im GIS berechneten Distanzrasters in 1 km x 1 km Auflösung ermittelt. Es zeigen sich in beiden Fällen z.T. hohe Korrelationen zu den betrachteten Messvariablen. Diese liegen besonders hoch bei den Nährstoffen im Monatsintervall Januar bis März, für die Temperaturverhältnisse in den Monaten Januar bis März und Juli bis September sowie durchgängig für die Salinitätsverhältnisse (> 0,7). Die Ergebnisse zeigen, dass die Anwendung des Regression-Krigings in zukünftigen Studien in Betracht gezogen werden sollte, um die Qualität der Flächenschätzung zu optimieren. Hierzu sind weiterführende messvariablenspezifische Korrelationsuntersuchungen notwendig.

	Bathymetrie	Distanz zur Küste
Korngrößenfraktion 0 bis 20 μ	0,31	-0,02
Korngrößenfraktion 20 bis 63 μ	0,02	-0,24
Korngrößenfraktion 63 bis 2000 μ	-0,16	0,13
Ammonium (Januar bis März)	-0,76	-0,75
Ammonium (Juli bis September)	-0,01	-0,27
Nitrat (Januar bis März)	-0,82	-0,70
Nitrat (Juli bis September)	0,21	0,10
Phosphat (Januar bis März)	-0,70	-0,61
Phosphat (Juli bis September)	-0,26	-0,32
Silikat (Januar bis März)	-0,79	-0,68
Silikat (Juli bis September)	0,14	-0,09
Salinität (Januar bis März)	0,84	0,73
Salinität (April bis Mai)	0,85	0,73
Salinität (Juli bis September)	0,86	0,81
Salinität (Oktober bis Dezember)	0,82	0,71
Temperatur (Januar bis März)	0,86	0,76
Temperatur (April bis Mai)	-0,46	-0,30
Temperatur (Juli bis September)	-0,83	-0,91
Temperatur (Oktober bis Dezember)	0,21	0,08

Tabelle 5.5.2: Korrelationen nach Pearson zwischen Bathymetrie sowie Abstand zur Küste und den geostatistisch geschätzten Messvariablen Ammonium, Nitrat, Phosphat, Silikat sowie Temperatur, Salinität und die Korngrößenfraktionen 0-20 μ , 20-63 μ , 63-2000 μ an 182 Standorten im erweiterten Bereich des deutschen Teils der Nordsee (fett rot: hoch sign. Korrelation, alpha = 0,01; fett schwarz: sign. Korrelation, alpha = 0,05; n = 182 Fälle)

Eine weitere Möglichkeit zusätzliche Informationen bei der Interpolation von Messwerten einzusetzen, besteht in der Anwendung des Fuzzy-Krigings (Piotrowsky et al. 1996). Hier werden sowohl Messwerte als auch vom Anwender definierte unscharfe Daten bei der Variogramm-Analyse und dem Krigingverfahren einbezogen. Unscharfe Daten umreißen dabei eine Intervallspanne der zu interpolierenden Variable, wobei jedem der darin enthaltenen Werte eine Auftretenswahrscheinlichkeit zwischen 0 und 1 zugewiesen wird. Unscharfe Daten können auf Basis von Erfahrungswissen, Literaturangaben oder durch die Verwendung zusätzlichen Datenmaterials festgelegt werden. Das Fuzzy Kriging resultiert in

Flächenschätzungen, bei denen der Grad der Unschärfe als zusätzliche Flächeninformation ausgegeben wird. Ahrendt & Pesch (2001) zeigen die Anwendung des Fuzzy Krigings am Beispiel der Erstellung einer holozänen Basisfläche für den erweiterten Bereich der Insel Sylt. Neben Messinformationen aus einem Bohrarchiv wurden thematische Karten sowie Literaturangaben bei der Flächenberechnung in Form von unscharfen Fuzzy Daten in die Interpolation eingebracht.

Statistisches Regelwerk. Wie der Tabelle 5.5.2 zu entnehmen ist, sind die für die prädiktive Kartierung herangezogenen Prädiktoren z.T. hochgradig miteinander korreliert und daher in ihrer Bedeutung für das Auftreten der benthischen Lebensgemeinschaften nur schwer voneinander zu trennen. Als zwei zentrale Variablen liegen der Ausprägung der übrigen Messvariablen v.a. die Bathymetrie sowie der Küstenabstand zu Grunde. Die Bathymetrie korreliert dabei v.a. mit der Temperatur, da tiefe Meeresbereiche in hiesigen Breiten meist niedrigere Temperaturen aufweisen als flachere. Die Bathymetrie ihrerseits korreliert mit dem Abstand zur Küste (Für die 182 Standorte aus Tabelle 5.5.2 beträgt der Korrelationskoeffizient nach Pearson 0,75; $\alpha = 0,01$). Letzterer hat Einfluss auf die räumliche Verteilung der von Land eingetragenen Nährstoffe sowie der Salinität. Bei den Nährstoffen zeigt sich dies insbesondere im Winter, da hier die Nährstoffe durch das Phytoplankton im weitaus geringeren Maße umgesetzt werden als im Sommer. Die Nährstoffkonzentrationen zeigen im Winter somit einen ausgeprägten Gradienten vom Festland zu den offenen Meeresbereichen, da entlang der Küste durch Flüsse eingetragene Nährstofffrachten besonders hoch sind. Will man die Bedeutung dieser Variablen für das Vorkommen der benthischen Lebensgemeinschaften bzw. als Folge für deren biologische Aktivitäten quantifizieren, müssen diese Kollinearitäten berücksichtigt werden. Im Hinblick auf deren möglichst genaue räumliche Vorhersage können diese allerdings in Kauf genommen werden. So wird pro Splinebene immer der beste Prädiktor gewählt, geringe Änderungen der räumlichen Ausprägung eines gewählten Merkmals können Verbesserungen in dem Ergebnis der Klassifikation bewirken.

Mit 15,9 % Fehlklassifikationsrate zeigten die CART-Berechnungen die beste Vorhersagegüte für das Auftreten benthischer Lebensgemeinschaften im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee (Pesch et al. 2008b). Die Relevanz der von dem CART-Verfahren gewählten Splitvariablen deckt sich mit den Erkenntnissen der internationalen Forschungsliteratur. Betrachtet man die von CART gewählten Prädiktoren, lässt sich festhalten, dass in der ersten Splinebene die bodennahen Wassertemperaturen die zur Optimierung der Homogenität in den Unterknoten beste Vorhersagegüte bewirken. Dies entspricht z.B. den Aussagen von Reiss et al. (2011), bei denen die Temperaturverhältnisse am Meeresgrund als wichtige Einflussvariable für die Ausprägung der benthischen Biozönosen genannt werden. Welche Bedeutung der ebenfalls in dem CART-Baum gewählte Salzgehalt auf die Benthosorganismen hat, zeigte sich

unter anderem bei einer Untersuchung von Callaway et al. (2002), bei der die Anzahl der epibenthischen Arten positiv mit dem Salzgehalt des bodennahen Wassers korrelierte. Die Korngrößenzusammensetzung sowie die Wassertiefen wurden vom CART-Algorithmus ebenfalls als bedeutendere Faktoren hinsichtlich der Lebensräume der benthischen Gemeinschaften bestimmt. Dies deckt sich mit den Aussagen von Diesing et al. (2009), Jones (1950), Glemarec (1973), Grey & Elliot (2009), Künitzer et al. (1992) und Callaway et al. (2002). Bioconsult (2010) fassen als den marinen Raum und seine Besiedlung wesentlich und großräumig prägende Schlüsselparameter gleichermaßen die Sedimentzusammensetzung sowie die Entfernung zur Küste, die Bathymetrie, die Salinität sowie die Geomorphologie zusammen. Gleiches gilt für die Ausführungen in Rachor & Nehmer (2003), in denen vor allem die Wassertiefen, die Bodenstruktur (Korngrößen des Substrats), die Hydrographie (Strömungen und Salzgehaltsverteilungen) sowie den Küstenabstand als maßgebliche Standortfaktoren für das Zoobenthos aufgelistet werden. Hinzu kommen die trophischen (z.B. photische Bedingungen, anorganischer Nährstoffversorgung) und biologischen (z.B. das Vorkommen von strukturbildenden, substratbeeinflussende Organismen) Verhältnisse. Erstere werden erst in der unteren Ebene in Form des Ammoniumgehalts in der bodennahen Wassersäule als Prädiktor herangezogen. Craeymeersch et al. (1997) beschrieben die Wirkung der durch Nährstoffanreicherungen ansteigenden Biomasse von Algen und Plankton auf das Benthos, wie auch auf den Sauerstoffgehalt. Auch laut OSPAR (2000) korrelieren die Veränderungen der benthischen Population unter anderem mit den Veränderungen des Eutrophierungsgrades. Für Künitzer et al. (1992) stellen die Nährstoffe einen wichtigen Faktor für die Benthosgemeinschaften dar. Aufgrund der zur Verfügung stehenden Datengrundlage war es nicht möglich, die Nährstoffsituation über alle vier Zeiträume flächenhaft dazustellen, so dass nicht gänzlich geschlussfolgert werden kann, ob der Einfluss der Nährstoffe mit diesen zusätzlichen Daten nicht noch höher gewichtet worden wäre. Gemeinsamkeiten wie auch Unterschiede lassen sich auch für die Ausprägung der innerhalb der gebildeten Klassen bzw. die diese dominierende benthische Lebensgemeinschaft sowie der Kenngrößen Korngrößenzusammensetzung und Bathymetrie erkennen. Diese werden im Folgenden für die benthischen Lebensgemeinschaften *Goniadella spisula*, *Tellina fabula*, *Macoma balthica*, *Bathyporeia fabulina*, *Nucula nitidosa* und *Amphiura filiformis* in Anlehnung an Pehlke (2005; S. 102 – 110) beschrieben:

- So ist die *Goniadella spisula*-Gemeinschaft in mehreren der durch CART gebildeten Endknoten in auffälliger Häufigkeit vertreten. Im Knoten 36 dominiert sie dabei zu 100 %, im Knoten 33 zu 92 %. Dabei befinden sich alleine im Knoten 33 über 48 % aller dieser Lebensgemeinschaft zugewiesenen Standorte. Die Wassertiefen weisen über beide Endknoten eine Streuung von 1 bis 42 m auf. Im Interquartilsabstand verringert sich diese Spanne zu 13 bis 28 m. Letzteres deckt sich weitest-

gehend mit den Aussagen von Rachor & Nehmer (2003), nach denen die *Goniadella spisula* Gemeinschaft in 14 bis 29 m Tiefe anzutreffen ist. Entsprechend der Ausprägungen der beiden Endknoten 33 und 36 ist die *Goniadella spisula*-Gemeinschaft ferner auf Sanden mit sehr geringen schluffigen und / oder tonigen Anteilen anzutreffen. Der Median in diesem Bereich liegt für die Ton- und Schluffanteile bei unter zwei Prozent. Laut Rachor & Nehmer (2003) besiedelt die *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft grobsandige und kiesige Sedimente.

- Über 82 % aller Daten über die *Tellina fabula*-Gemeinschaft sind im Endknoten 35 anzutreffen (Dominanzverhältnisse: 82,5 %). In dieser Klasse ergibt sich eine Spanne von 1,5 bis 41 m Tiefe, im Interquartilabstand beträgt diese 19 bis ca. 30 m. Wiederum decken sich die Interquartilabstände mit den Aussagen von Rachor & Nehmer (2003), wonach die Gemeinschaft in Tiefen zwischen 20 und 30 m anzutreffen ist. Gemäß der Ergebnisse der CART-Analyse ist die *Tellina fabula*-Gemeinschaft eindeutig auf sandig geprägten Sedimenten anzutreffen. Im Interquartilsabstand liegen die Anteile der Sandfraktion zwischen 98 und 99,5 %. Nach Rachor & Nehmer (2003) ist die *Tellina fabula*-Gemeinschaft auf feinsandigen und teilweise auch mittelsandigen Böden anzutreffen.
- Endknoten 34 definiert den Lebensraum der *Macoma balthica*-Gemeinschaft, in dem sie zu 100 % vertreten ist. Hier sind 50 % aller Standorte dieser Gemeinschaft anzutreffen. Die restlichen 50% der Standorte verteilen sich jeweils mit einem Standort auf die Raumklassen 33 und 35 sowie 32 (2 Standorte). CART weist dem Endknoten 34 maximale Wassertiefen von ca. 19 m zu, im Interquartilsabstand zeigt sich eine Spanne von 5 bis ungefähr 13 m. Die *Macoma balthica*-Gemeinschaft besiedelt nach Rachor & Nehmer (2003) die küstennahen und flachen Stationen entlang der 10 m-Tiefenlinie. Die CART-Analyse ergab ferner, dass die Böden des Lebensraumes der *Macoma balthica*-Gemeinschaft fast ausschließlich von der Sandfraktion gebildet werden. Im Interquartilsabstand liegt der Anteil der Sandfraktion zwischen ca. 97 und ca. 98 %.
- Die *Bathyporeia fabulina*-Gemeinschaft dominiert in dem Endknoten 27 mit 85 %. Im Interquartilsabstand reichen die Tiefen von etwa 35 bis ungefähr 49 m. Das Minimum beträgt 28 m, das Maximum etwa 59 m und der Median etwa 43 m. Entsprechend besiedelt die *Bathyporeia fabulina*-Gemeinschaft nach Rachor & Nehmer (2003) küstenferne, feinsandige Gebiete auf der Doggerbank, die teilweise einen hohen Anteil Schill aufweisen. Die Sandfraktion nimmt zwischen 96 % und 99 % ein.
- Über 87 % aller Datensätze der *Nucula nitidosa*-Gemeinschaft finden sich in dem Endknoten 37 wieder. In diesem Knoten ist die Gemeinschaft mit 84 % dominant. Die minimalen Tiefen dieses Lebensraumes betragen ca. 31 m, das Maximum liegt bei ca. 49 m. Dies entspricht den Aussagen von Rachor & Nehmer (2003), nach denen die *Nucula nitidosa*-Gemeinschaft Gebiete der inneren Deut-

schen Bucht besiedeln, die weitgehend von der 30 m-Tiefenlinie begrenzt werden. Auch in diesem Lebensraum dominiert gemäß der CART-Klassifikation die Sandfraktion, allerdings liegen die Ton- und Schluffanteile maximal bei 30 %. Die *Nucula nitidosa*-Gemeinschaft ist nach Rachor & Nehmer (2003) auf schluffigen Sande anzutreffen.

- Die *Amphiura filiformis*-Gemeinschaft dominiert mit 89,9 % in dem Endknoten 23, in dem über 94 % aller Standorte vertreten sind, an denen diese Gemeinschaft von Rachor & Nehmer (2003) abgeleitet wurde. Das Minimum beträgt ca. 30 m, das Maximum 56 m, der Interquartilsabstand reicht von etwa 41 bis ca. 48 m Wassertiefe. Nach Rachor & Nehmer (2003) besiedelt die *Amphiura filiformis*-Gemeinschaft Bereiche in Tiefen zwischen 34 und 45 m. Die CART-Analyse weist der Gemeinschaft v.a. sandige Verhältnisse zu, der Gesamtanteil an Schluff und Ton überschreitet in der Regel 15 % nicht. Dabei überwiegt der Tonanteil den des Schluffs deutlich. Nach Rachor & Nehmer (2003) besiedelt die *Amphiura filiformis*-Gemeinschaft Gebiete mit sehr feinen bis schluffigen Sanden.

Eine Einschätzung der Qualität der mit den statistischen Regeln abgeleiteten prädiktiven Karte aus Abbildung 5.2.6 wurde ergänzt durch einen statistischen Vergleich mit der von Rachor & Nehmer (2003) generierten Karte der Verbreitung der von ihnen abgeleiteten benthischen Biozönosen (vgl. Abb. 5.1.1). Dazu erfolgte eine Rasterung des in der Abbildung 5.1.1 dargestellten Polygondatensatzes gemäß der Auflösung der geostatistisch berechneten Flächenkarten (3150 m x 3150 m) gefolgt von einer Verschneidung mit den berechneten prädiktiven Lebensraumkarten aus der Abbildung 5.3.3. Der Zusammenhang zwischen der Karte von Rachor & Nehmer (2003) und der prädiktiven Karten erfolgte mit Hilfe von Kontingenztafeln, als Assoziationsmaß wurde der Cramers-V Koeffizienten berechnet. Es zeigt sich, dass das CART-Ergebnis eine große Übereinstimmung mit der von Rachor & Nehmer entwickelten Karte aufweist (Cramers-V = 0,73, Alpha 0,01). Demgegenüber zeigen die Ergebnisse des CHAID- (Cramers-V = 0,66, Alpha 0,01) und QUEST- (Cramers-V = 0,52, Alpha 0,01) sowie des clusteranalytischen Ansatzes (Cramers-V = 0,36, Alpha 0,01) zwar noch immer z.T. gute aber niedrigere Assoziationen auf.

Methodentransfer. Der auf Entscheidungsbaumverfahren basierende Ansatz zur Ableitung von Lebensraumstrukturen im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee entspricht im Prinzip dem von Schröder et al. (2006) dargelegten Methodik zur Berechnung landschaftsökologischer Raumklassen, da auch hier eine biologische Variable mit abiotischen Geoinformationen verschnitten, auf deren Zusammenhang analysiert und anschließend das resultierende Regelwerk zur räumlichen Abbildung der aus dem Regelwerk resultierenden Klassen genutzt wurde. Gemeinsamkeiten und Unterschiede lassen sich

v.a. vor dem Hintergrund der für die Kartierung vorhandenen Daten festhalten. So lag die bei Schröder et al. (2006) als Zielvariable verwendete pnV flächendeckend vor, im engeren Sinne kann man daher mehr von einer Reklassifikation bzw. einer Optimierung der bestehenden Klassifikation der Zielvariablen als von einer Prädiktion stichpunkthaft vorliegenden Informationen in der Fläche sprechen.

Beim Vergleich der Fehlklassifikationsraten zwischen marinen und terrestrischen Entscheidungsbaumanalysen zeigen sich wesentlich bessere Ergebnisse bezüglich der Klassifikationsgüte mariner benthischer Lebensraumklassen als dies bei der Vorhersage der pnV der Fall ist. Dies mag an folgenden drei Kriterien festgemacht werden: (a) der räumlichen Auflösung der Verortung der Zielvariablen sowie (b) Aussagekraft und Vollständigkeit der Prädiktoren für die Vorhersage der Zielvariablen, sowie (c) systembedingte Unterschiede:

- (a) Während die Zielvariable im marinen Anwendungsfall als an 182 Standorten punktuell abgeleitete benthischer Lebensgemeinschaften innerhalb des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee vorlag, wurde bei Schröder et al. (2006) sowie Hornsmann et al. (2008a, b) bzw. Weustermann et al. (2008, 2009) die pnV als flächendeckende vorliegende Zielgröße in die Entscheidungsbaumanalysen eingebracht. Dadurch konnten die entsprechenden räumlichen Strukturen zwar wesentlich differenzierter abgebildet werden, allerdings zeigen die flächendeckenden Prädiktoren zum Klima, zum Boden und zur orografischen Höhe z.T. abweichende räumliche Muster auf. Eine flächendeckende Karte der benthischen Lebensgemeinschaften lag für die prädiktiven Analysen in der Nordsee nicht vor. Somit kann nicht ausgeschlossen werden, dass bei einer höheren räumlichen Auflösung der Kartierung der benthischen Lebensgemeinschaften auch größere Unstimmigkeiten zur räumlichen Struktur der vorliegenden Prädiktordatensätze auftreten würden.
- (b) Die inhaltliche Aussagekraft der vorliegenden Datensätze für die Vorhersage der Zielvariablen im marinen wie im terrestrischen Bereich wurde in beiden Fällen eingehend geprüft, lag aber darüber hinaus von der zur Verfügung stehenden Datenlage ab. So wurde im Fall der terrestrischen landschaftsökologischen Raumgliederung von Schröder et al. (2006) die Auswahl der zu verwendenden Eingangsdaten über insgesamt neun verschiedene Raumgliederungsvarianten innerhalb von drei Forschungsvorhaben sukzessive optimiert (Schröder et al. 1998, 1999, 2001). Ferner erfolgte hierbei eine fachliche Begleitung innerhalb eines projektbegleitenden Arbeitskreises Raumgliederung (Schröder et al. 2001) zusammengesetzt mit potenziellen Anwendern der bundesweiten Raumgliederung aus Bundesbehörden.

Im marinen Fall erfolgte eine eingehende Sichtung der in dem Forschungsprojekt MarGIS akquirierten Daten über den Meeresgrund der Nordsee. Trotz der verhältnismäßig niedrigen Fehlklassifikationsrate ist nicht auszuschließen, dass unter Einsatz aktuell vorliegender Daten zum Sedimentvor-

kommen diese noch weiter verringert werden kann. So lag im Vergleich zur terrestrischen Raumgliederungsberechnung keine den gesamten deutschen Nordseeraum abdeckende Bodenkarte entsprechend einer BÜK 1000 vor. Vielmehr wurden hier punktuell vorliegende Daten zu Korngrößenfraktionen aus einem 19-jährigen Zeitraum (1982 bis 2001) geostatistisch analysiert und flächenhaft interpoliert. Eine flächendeckende Sedimentkartierung der deutschen Meere findet derzeit bei der *Kartierung und Registrierung der marinen Lebensraumtypen (LRT) bzw. Biotope in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ)* mit Hilfe der Ergebnisse hochauflösender hydroakustischer Erhebungen und der Auswertung von Altdatenbeständen statt (Darr et al. 2012, 2013). Die Fertigstellung der Sedimentkartierung ist erst am Ende der ca. zwölf-jährigen Projektlaufzeit im Jahr 2024 vorgesehen. Weiterhin bleibt festzuhalten, dass bei einigen der für die Prädiktion benthischer Lebensgemeinschaften notwendigen Merkmale im MarGIS Projekt keine flächendeckenden Geodaten zur Verfügung standen. Dies betrifft v.a. Informationen zu den Strömungsverhältnissen und zur Schwebstoffkonzentrationen in der Wassersäule. Im Vergleich zur pnV ist die Ausprägung benthischer Lebensgemeinschaften in der deutschen Nordsee ferner keine potenzielle, sondern eine gemäß des gewählten Zeitraums aktuelle Zielgröße, deren Ausprägungen aus empirisch erhobenen Daten abgeleitet wurden. Somit können auch anthropogene Nutzungen wie v.a. die Grundfischerei aber auch Sedimententnahmen sowie die Installation von Offshore Windparkanlagen das Vorkommen benthischer Arten und Lebensgemeinschaften beeinflussen. In zukünftigen benthischen Lebensraumkartierungen sollten auch derartige Geodaten Berücksichtigung finden.

- (c) Die vergleichsweise gute Vorhersage benthischer Lebensgemeinschaften im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee könnte ferner auf systembedingte Unterschiede zwischen terrestrischen und marinen Lebensräumen zurückzuführen sein. So zeigen sich die im Zusammenhang der terrestrischen Landschaftsgliederung interessierenden Vegetationsstrukturen kleinräumiger strukturiert als dies im Hinblick auf benthische Lebensformen am Meeresgrund der Fall ist. Zwar ist das Vorkommen benthischer Lebensformen primär abhängig von den z.T. räumlich heterogenen Substratverhältnissen, darüber hinaus wirken sich allerdings vorrangig kontinuierlich verteilte abiotische Merkmale auf das Vorkommen benthischer Organismen aus. Hierzu zählen v.a. die Wassertiefen sowie damit in Verbindung stehende Temperatur- und Salinitätsverhältnisse, aber auch die in den oberen Wasserschichten stattfindende Biomasseproduktion. Benthische Lebensformen beziehen ihre Nahrung primär über die aus den oberen Wasserschichten absinkende abgestorbene organische Substanz, die dort über Remineralisierungsprozesse z.T. in Nährstoffe umgewandelt und über Upwelling-Prozesse wieder in obere Wasserschichten verlagert wird. Die horizontale Nährstoffver-

teilung ist dabei abhängig von Meeresströmungen und zeigt kontinuierliche räumliche Verteilungsmuster.

Fazit. Die prädiktive Kartierung benthischer Biotoptypen mit Entscheidungsbaumalgorithmen entspringt dem Gedanken der Übertragung erprobter landschaftsökologischer Konzepte aus den terrestrischen Umweltwissenschaften in entsprechende marine Anwendungsfelder. Die in dieser Arbeit vertretene Herangehensweise zur datenbasierten, auf primär GIS-analytischen Ansätzen und statistischen Verfahren beruhenden landschaftsökologischen Raumklassifizierung wird jedoch in z.T. deutlicher Art und Weise kritisiert. So ergibt sich laut Weller (2009, S. 113) aufgrund des zunehmenden Einsatzes von GIS-basierten Methoden zur Ableitung von Landschaftsgliederungen „...[eine] zunehmende Distanz zwischen den Bearbeitern und den eigentlichen Forschungsobjekten“. Der Autor bezieht sich dabei auf die in dieser methodischen Arbeit als Vorlage für die benthische Lebensraumkartierung gewählte landschaftsökologische Raumgliederungen Deutschlands und Baden-Württembergs nach Schröder et al. (2006) und bezeichnet diese als Raumgliederungen, die „... eine virtuelle Welt zeigen und nicht die reale Landschaft widerspiegeln“ (Weller 2009, S. 121). Bei genauerer Betrachtung ergibt sich die Kritik v.a. aus der Abweichung der von Schröder et al. (2006) mit nachvollziehbar abgeleiteten Daten unter Anwendung objektiv-statistischer Ansätze berechneten Raumeinheiten mit in der physischen Geografie anerkannten räumlichen Verbreitungen bekannter Landschaften wie der Schwäbischen Alb, den Niedersächsischen Börden sowie dem Rheinland und Oberrheintal. Weller (2009, S. 115) führt an, dass „[b]ereits ein erster Blick auf die beigegebenen Karten einen auch nur annähernd Landeskundigen stutzig machen [muss].“ Diese Kritik leitet sich v.a. daraus ab, dass die mit CART berechneten Raumklassenbenennung aus den Schwerpunkten von deren geografischen Verbreitung gemäß der naturräumlichen Gliederung von Meynen & Schmidhüsen (1952-63) abgeleitet wurde. Zugunsten führt eine derartige Vorgehensweise zu Diskrepanzen zwischen traditionell gewachsenen, altbekannten Annahmen über die Verbreitung von Landschaften und den aus der statistischen Modellierung resultierenden landschaftsökologischen Raumstrukturen, beziehen diese sich doch im wesentlichen auf das Ergebnis einer Verrechnung von Flächendaten zur pnV, zur Bodenart, zur orografischen Höhe und den vom DWD berechneten Rasterkarten zu den Klimavariablen Globalstrahlung, Verdunstung, Temperatur und Niederschlag. Besser wäre es entsprechend der Vorgehensweise in dieser Arbeit gewesen, den CART-Klassen schlichtweg Zahlenkodierungen zuzuweisen oder diese nach dem Auftreten der dort dominierenden pnV-Klassen zu benennen. Festzuhalten ist, dass die von Schröder et al. (2006) präsentierten Raumgliederungen den wissenschaftlichen Qualitätskriterien Objektivität, Reproduzierbarkeit und Konstruktvalidität (Schröder et al. 2001) entsprechen. In einer Replik auf die Kritik Weller (2009) erwidert Schröder (2011, S. 5), dass die statistische Modellierung landschaftsökologischer Raumgliederun-

gen v.a. dort greift „...“, wo ohne technische Hilfsmittel keine landschaftsökologisch orientierte Stratifizierung eines Untersuchungsraums vorgenommen werden kann: am Meeresgrund. Auch hier werden räumliche Klassifikationssysteme benötigt, um physisch-geographische Gegebenheiten ausreichend repräsentativ abzubilden. Letzteres kann aber nur unter Verwendung vorhandener Daten und der Anwendung objektiver Methoden nachvollziehbar erfolgen.“

Dieser Grundgedanke bzw. die zugrunde liegende Methodologie der statistischen Berechnung von Meeresgrundgliederungen wurde daher mittlerweile auch innerhalb anderer mariner Forschungsaktivitäten umgesetzt (Kap. 4.2). Bestes Beispiel hierfür ist das derzeit laufende Projekt PreHab (University of Gothenburg 2011), das sich explizit der Evaluierung quantitativer statistischer Verfahren zur Modellierung von Habitat- und Biotoptypenkarten in der Ostsee widmet. Weitere Anstrengungen zur prädiktiven Kartierung von benthischen Organismen und Lebensgemeinschaften mittels geostatistischer Verfahren und Regressionsansätzen wurden im Rahmen des Projektes CHARM (Phase 1 bis 3) erarbeitet (Carpentier et al. 2005, 2009). Das von 2009 bis 2011 laufende Vorhaben MESMA widmet sich darüber hinaus der Bereitstellung von GIS gestützten Tools, mit denen Habitate und Biotoptypen aus Geodaten flächenhaft kartiert werden können (Giakoumi et al. 2012). Hierzu zählen neben verschiedenen regressionsanalytischen Verfahren auch Entscheidungsbaumalgorithmen, die durch eine Anbindung von der Open Source Software R an ArcGIS umgesetzt wurde.

Der im Kapitel 5 ausgeführte prädiktive Kartierungsansatz sollte durch den zusätzlichen Einsatz anderer Regressionsverfahren und entscheidungsbaumanalytischer Ansätze methodisch ausgebaut und verfeinert werden. Hierfür kommen v.a. die von Gonzalez-Mirelis et al. (2012) erprobten fünf unterschiedlichen Entscheidungsbaumalgorithmen (zwei verschiedene Varianten von CART, Random Forests, Conditional Inference Trees sowie Conditional Inference Forests) in Frage, die Verwendung fanden, um möglichst optimale Vorhersagen für das Auftreten spezieller Biotope für die benthische Megafauna in der Ostsee datenbasiert abzuleiten.

Neben alternativen statistischen Verfahren sollten zukünftige entscheidungsbaumbasierte Lebensraumkartierungen mit anderen Daten wiederholt werden. So liegen dem AWI Bremerhaven umfassende Forschungsdaten zum Vorkommen benthischer Arten in der gesamten deutschen Nordsee vor (Dannheim et al. in Vorbereitung). Diese umfassen derzeit Daten zu über 1300 mit van Veen Greifer und Baumkurren beprobten Stationen. Die Stationsdaten sind versehen mit Angaben zu verschiedenen benthischen Taxa sowie sedimentologischen und physikalisch-chemischen Merkmalen. Gleiches gilt für die vom BSH zusammengetragenen Informationen zu den Umweltverträglichkeitsuntersuchungen im Rahmen der Genehmigung von Offshore Windpark Anlagen außerhalb von FFH-Gebiete. Diese in einer Anzahl

von über 2100 Standortdatensätzen vorliegenden Messinformationen zum Benthos und zusätzlichen abiotischen Merkmalen sollten ebenfalls bei einer zukünftigen Lebensraumkartierung Berücksichtigung finden. Solche Analysen sollten folgende Arbeitsbereiche umfassen:

- (1) Hochauflösende zeitlich und räumlich differenzierte Untersuchungen des Zusammenhangs zwischen dem Vorkommen einzelner Arten sowie daraus statistisch abgeleiteter Lebensgemeinschaften mit abiotischen Standortinformationen;
- (2) Anwendung der aus (1) abgeleitenden Regelwerke zur flächendeckenden Kartierung von Abundanz- und Wahrscheinlichkeitskarten für das Auftreten ausgewählter Arten und daraus abgeleiteten Biozönosen;
- (3) Erarbeitung von Vorschlägen für geeignete räumliche Messnetzaufösungen für die Beprobung der benthischen Fauna sowie
- (4) Anwendung expertengestützter Klassifikationsvorgaben für die Kartierung von EUNIS-Lebensräumen, FFH-Lebensraumtypen sowie der Rote Liste Biotoptypen nach Riecken et al. (2006) und der §30 Biotope.

Zusätzlich sollte eine Kombination zwischen expertenbasierten und statistisch begründeten Meeresgrundklassifizierungen angestrebt werden. Dies ist v.a. vor dem Hintergrund der weiteren Ausdifferenzierung etablierter Klassifikationsansätze wie z.B. die von EUNIS oder der Rote Liste Biotoptypen nach Riecken et al. (2006) hinsichtlich biologischer Merkmale sinnvoll. So wird in dem oben erwähnten derzeit laufenden Forschungsvorhaben die Einführung zusätzlicher biologischer Biotoptypenebenen in beiden Klassifikationssystemen angestrebt (Darr et al. 2012, 2013). Dabei wird in einem ersten Schritt untersucht, inwieweit das derzeit gültige EUNIS-Regelwerk auf Basis der zur Verfügung stehenden abiotischen Daten zur Abgrenzung von Lebensräumen in der Nord- und Ostsee verwendet werden kann. Ferner werden im Vergleich zu den in Kapitel 4.2 ausgeführten Arbeiten von Bioconsult (2010) zur Abgrenzung von Rote Liste-Biotoptypen in der Nord- und Ostsee sowie für die Anwendung des EUNIS-Regelwerks bis Ebene 4 für die Nordsee (Busch 2005) noch weitere bis dato nicht verfügbare Flächen-daten zur Sedimentologie und zu photischen Verhältnissen genutzt. Vorausgesetzt, dass es innerhalb des Vorhabens möglich ist, entsprechende flächendeckende Biotoptypenkarten aus den Daten abzuleiten, ist die Verschneidung der derart abgrenzbaren Raumstrukturen mit vorhandenen Daten zum Vorkommen benthischer Arten und Lebensgemeinschaften sinnvoll. So wäre zu überprüfen, inwiefern durch Anwendung der im Kapitel 5 entsprechenden Methodik diese Raumstrukturen datenbasiert und statistisch fundiert untergliedert werden können. Können derartige biologische Strukturen abgegrenzt werden, so wäre dies ein wichtiger Hinweis auf die biologisch orientierte Ausdifferenzierung der bestehenden expertenbasierten Regelwerke für die Nord- und Ostsee.

Da bislang somit flächendeckend und national abgestimmte Biotoptypenkarten für die deutsche Nord- und Ostsee fehlen, ist eine aus landschaftsökologischer Sicht sinnvolle Anordnung von stoffbezogenen Umweltmessnetzen bislang nicht umsetzbar. Allerdings wurden unabhängig von landschaftsökologischen Raumgliederungen in terrestrischen Umweltmonitoringvorhaben Planungsinstrumente für die Verortung von Messstandorten entwickelt, deren Einsatz im marinen Bereich überprüft werden sollte. Dem Methodentransfer inkl. eines unter Anwendung der in diesem Kapitel beschriebenen benthischen Lebensraumkarte Beispiels für die landschaftsökologisch repräsentative Verortung von stoffbezogenen Messstationen widmet sich das folgende Kapitel 6.

6 Planung und Optimierung der räumlichen Verortung von Umweltmessnetzen

Das Kapitel 6 setzt auf der im Kapitel 5 beschriebenen Lebensraumkartierung auf und verwendet diese zusammen mit anderen Geodaten zur Erarbeitung von Vorschlägen für die räumliche Verortung von marinen Umweltmonitoring-Standorten in der deutschen Nordsee. Die dieser Verortung zugrunde liegenden Planungs- und Referenzkriterien wurden in terrestrischen Umweltmonitoring-Vorhaben entwickelt (Pesch et al. 2007b, 2008c; Schröder 1996; Schröder et al. 1998, 2001, 2003a, b, 2004; Vetter & Maas 1994). Hierzu zählt auch die sogenannte häufigkeitsstatistische Landschaftsrepräsentanz, nach der die räumliche Verteilung der Standorte eines Umweltmessnetzes den flächenhaften Anteilen der Raumklassen einer gewählten landschaftsökologischen Raumgliederung am gesamten Kartierungsgebiet entsprechen sollte. Diesbezügliche Beispiele wurden bereits in dieser Arbeit sowohl für den terrestrischen Bereich anhand der landschaftsökologischen Raumgliederung Deutschlands nach Schröder et al. (2006) wie auch für den marinen Bereich anhand der benthischen Lebensraumkarte für den erweiterten Bereich der Nordsee im Sinne eines Vorschlags für die Grobverortung von Umweltmessstationen vorgestellt (Kap. 4.1., 5). Weitere Beispiele der Anwendung dieses Verfahrens finden sich auch in anderen Umweltmonitoringprogrammen wieder. So zeigen Kuhlmann & Beismann (2004) die repräsentative Verortung von 50 technischen Pollensammlern zum Monitoring der Ausbreitung gentechnisch veränderter Pflanzen (GVP) in einem ausgewählten 16 km x 16 km großen Untersuchungsgebiet westlich von München. Neben den naturräumlichen Einheiten nach Meynen & Schmidhüsen (1953 - 1962) wurden dabei Daten zur Landnutzung und zur orografischen Höhe verwendet, um den Untersuchungsraum mittels GIS-Verschneidung zu stratifizieren und die 50 Pollensammler dann flächenproportional auf die gebildeten Raumeinheiten aufzuteilen. Die Verteilung der Pollensammler im Untersuchungsgebiet wurde anschließend im Hinblick auf deren zufällige Verortung stochastisch überprüft. Die Detailverortung der Pollensammler erfolgte gemäß fachlicher (hinsichtlich der Einhaltung von Mindestdistanzen zu den Schutzgebietsgrenzen, von Verkehrswegen sowie von Siedlungs- und Waldflächen) sowie pragmatischer Gesichtspunkte (Erreichbarkeit, Eigentumsverhältnisse) (Kuhlmann & Beismann 2004). Eine weitere Möglichkeit, Beprobungs- oder Beobachtungsflächen innerhalb von Raumklassen aufzuteilen präsentieren Mitschke et al. (2005). Hier wurde das geschichtete Zufallsprinzip angewendet, nach dem bundesweit 1000 Standorte innerhalb der gebildeten Untereinheiten zufällig ausgewählt werden. Die verwendeten Raumstraten wurden über die Verschneidung der landschaftsökologischen Raumeinheiten nach Schröder et al. (2006) mit den Objektarten des Digitalen Landschaftsmodells 1:25.000 des Amtlichen Topografischen Informationssystem (ATKIS) abgeleitet. Andere in der Forschungsliteratur präsentierte Konzepte für die geeignete Verortung von Umweltmessstationen beruhen mehr auf räumlich sta-

tistischen, meist geostatistischen Überlegungen und Verfahren (Boer et al. 2002; Calori et al. 1994; Di Zio et al. 2004; Modak & Lohani 1985). Die zugrunde liegenden Methoden beziehen z.B. die Minimierung verschiedener Varianzkriterien (z.B. die Kriging Varianz) mit ein. Auch diesen Konzepten liegen physisch geographische und umweltwissenschaftliche Vorüberlegungen zugrunde.

Weitere Alternativen, wie mit Hilfe von Mess- und Metadaten aus Umweltmonitoringvorhaben sowie weiteren Geodaten zu naturräumlichen Standortfaktoren sowie anthropogenen Nutzungseinflüssen konkrete Vorschläge im Sinne einer Detailverortung von Umweltmessstationen vorgenommen werden können, werden im folgenden Kapitel 6.1 ausgeführt. Anschließend erfolgt im Kapitel 6.2 ein Beispiel der Anwendung dieser Werkzeuge am Beispiel des bereits im Kapitel 4.1 beschriebenen bundesweiten Moos-Monitorings. Im Kapitel 6.3 werden diese Instrumente dann im Sinne einer Transferstudie für marine Umweltmessnetze diskutiert und z.T. für den Bereich der AWZ der Nordsee angewendet.

6.1 Planungskriterien für die Detailverortung von Umweltmessnetzen

Aus landschaftsökologischer Sicht sollten flächenhaft ausgerichtete Umweltmessnetze die Landschaftsstrukturen des jeweiligen Untersuchungsgebiets in der Art repräsentieren, dass weder über- noch unterrepräsentierte Raumklassen auftreten (Schröder et al. 2001). Durch die räumliche Verknüpfung von Umweltmessnetzen mit landschaftsökologischen Raumklassen können Messnetze daher im Hinblick auf deren **Landschaftsrepräsentanz** bewertet werden (Pesch et al. 2007b, 2008c). Für die Herstellung einer vollständig repräsentativen Verortung von Messstationen kann dann entweder eine Ergänzung wie auch eine Ausdünnung von Standorten in den jeweiligen Raumeinheiten notwendig sein. Auch kann der Frage nachgegangen werden, ob die räumliche Anordnung der Standorte innerhalb der Raumklassen aus landschaftsökologischer Sicht sinnvoll gewählt wurde und möglicherweise verändert werden sollte. Zur Beantwortung der Frage, wie Standorte innerhalb einer Raumklasse ergänzt, ausgedünnt oder verlegt werden können, existieren verschiedene Möglichkeiten. Wird z.B. ein Messnetz betrachtet, in dem schon über längere Zeit Umweltdaten erhoben wurden, so sollten solche Standorte bevorzugt werden, in denen möglichst lange **zeitliche Trends** über die gemessenen Sachverhalte vorliegen. Mit Hilfe derartiger Daten lassen sich Veränderungen im Landschaftshaushalt retrospektiv analysieren, und es können mit Hilfe von Daten aus anderen Umweltmessprogrammen integrative Analysen durchgeführt werden. So sind die meisten der in Deutschland existierenden Umweltmessprogramme sektoral ausgerichtet, d.h. es wird nur ein Umweltmedium, wie z.B. der Boden oder verschiedene Biota untersucht. Sinnvoll ist es aber an einem Standort möglichst verschiedene Umweltkompartimente zu untersuchen, um so Rückschlüsse auf Ökosystemzustände und -funktionen zu ermöglichen (Fränzle et al. 1996; Schrö-

der et al. 2001). Umweltmessungen über verschiedene Umweltmedien mit verschiedenen Methoden sollten daher möglichst an gleichen Standorten erfolgen. Angestrebt werden sollte daher eine Messnetzverknüpfung im Hinblick auf verschiedene sektoral ausgerichtete Umweltmonitoringprogramme. Ein weiterer Nutzen einer **Messnetzverknüpfung** kann es sein, dass die an den Standorten gemessenen Merkmale im Hinblick auf deren Aussagekraft überprüft und evaluiert werden. Bezogen auf den terrestrischen Bereich können beispielsweise Umweltmessungen zu Stoffgehalten in Pflanzen mit Daten aus atmosphärischen Depositionsprogrammen verknüpft werden (Schröder & Pesch 2010; Schröder et al. 2010 a, b). Auf diese Art können geeignete Bioindikatoren für die atmosphärische Deposition von toxisch wirkenden Stoffen identifiziert werden. Trifft dies zu, können Messnetze kombiniert werden, um die Abdeckung des Untersuchungsgebiets mit Messstandorten zu verdichten und so verlässlicherer Karten für den jeweiligen Sachverhalt (hier: atmosphärische Depositionen ausgewählter Xenobiotika) z.B. mit Hilfe geostatistischer Verfahren berechnen zu können (Schröder et al. 2011a, b).

Neben Daten aus anderen Umweltmessprogrammen können auch Informationen über **anthropogene Nutzungseinflüsse** bei der (Um)Gestaltung von Messnetzen berücksichtigt werden. Je nach inhaltlicher Ausrichtung des Messnetzes kann es z.B. sein, dass gewählte Nutzungseinflüsse eher gemieden oder bevorzugt werden sollen. Dies trifft besonders dann zu, wenn das jeweilige Messnetz auf die Erfassung von Stoffkonzentrationen in Hintergrundgebieten ausgerichtet sein soll und der direkte Einfluss von Emittenten zu vermeiden ist. Weitere Kriterien, die bei einer Neugestaltung eines Umweltmessnetzes berücksichtigt werden können, betrifft die bevorzugte Auswahl von Standorten, an denen in vergangenen Messzeiträumen besonders hohe Stoffgehalte gemessen wurden. Derartige **Hotspots** lassen sich mit Hilfe vorliegender Messdaten (geo)statistisch identifizieren und können so der Priorisierung geeigneter Standorte zugrunde gelegt werden.

Letztlich bildet die sogenannte **Nachbarschaftsrepräsentanz** nach Schröder et al. (2001) ein weiteres Werkzeug zur Identifizierung besonders geeigneter Standorte eines Messnetzes. Diese quantifiziert, ob die Umgebung der Messstandorte für ausgewählte Merkmalskombinationen den diesbezüglichen durchschnittlichen Nachbarschaftsverhältnissen innerhalb des jeweiligen Untersuchungsraums oder innerhalb eines Teils dessen, z.B. in Form einer landschaftsökologischen Raumklasse entspricht. Die Quantifizierung der Nachbarschaftsrepräsentanz kann mit Hilfe des sogenannten multidimensionalen Repräsentanzindex (MNR) nach Vetter & Maas (1994) erfolgen, mit dem die mit einem gewählten Radius definierte räumlichen Umgebung einer jeden Rasterzelle mit der diesbezüglich durchschnittlichen Umgebung aller anderen Rasterzellen in dem Untersuchungsgebiet verglichen wird. Der Berechnung derartiger Indizes sollte in Bezug auf sinnvoll ausgewählte kategorial skalierte Merkmalsvariablen

erfolgen, wobei bei Vorliegen einer vollständigen Übereinstimmung die Rasterzelle den Wert 1 und im umgekehrten Fall den Wert 0 annimmt. Liegen metrisch skalierte Merkmale vor, müssen die entsprechenden Werte im Vorfeld der MNR-Berechnung in sinnvoll gewählte Klassen, wie z.B. Perzentilklassen, eingeteilt werden. Die Abbildung 6.1.1 zeigt ein Beispiel der Berechnung eines MNR anhand des 3 km x 3 km aufgelösten Schätzrasters für das Moos-Monitoring 2000 und 2005 anhand der drei Merkmale landschaftsökologische Ausstattung nach Schröder et al. (2006), Landnutzung (Corine Landcover, Aufnahme Stand 2000; Keil et al. 2005) sowie des mittels perzentilstatistischer Verfahren abgeleiteten Multi-Metallindex 2000 über die Elemente As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, Sb, Ti, V und Zn (vgl. Kap. 4.1.4). Kritisch anzumerken ist, dass aufgrund der starken räumlichen Heterogenität besonders der Merkmale naturräumliche Ausstattung und Landnutzung die Aussagekraft des MNR als Maß für die durchschnittliche Nachbarschaftsstruktur eines Standorts innerhalb des Untersuchungsgebiets eingeschränkt ist. Bei hoher Varianz ist es daher besser, den Index für kleinere, im Hinblick auf die genannten Merkmale ähnlich strukturierte Räume einzuschränken.

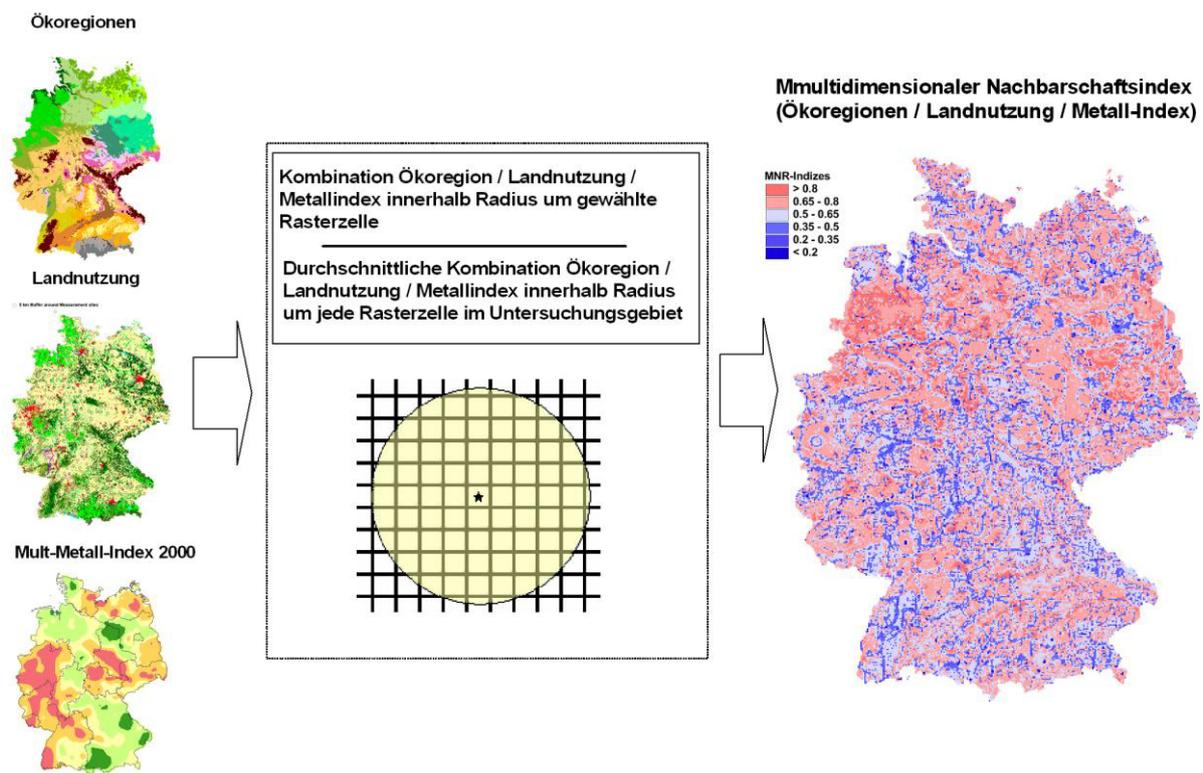


Abbildung 6.1.1: Berechnung eines MNR anhand der Merkmale landschaftsökologische Ausstattung, Landnutzung, Multi-Metallindex 2000, für Deutschland (eigene Darstellung)

Die Quantifizierung der Nachbarschaftsverhältnisse eines Messnetzes lässt sich ferner durch Berechnung des prozentualen Auftretens definierter Landnutzungsformen innerhalb ausgewählter Radien durchführen, die für das zu messende Merkmal (hier: Stoffakkumulation in Moosen) relevant sind. Die

Abbildung 6.1.2 zeigt hierzu zwei um 5 km gepufferten Ausschnitte der Corine Landcover 2000 basierend auf den räumlichen Koordinaten zweier Moos-Monitoring Stationen aus dem Messnetz 2000.

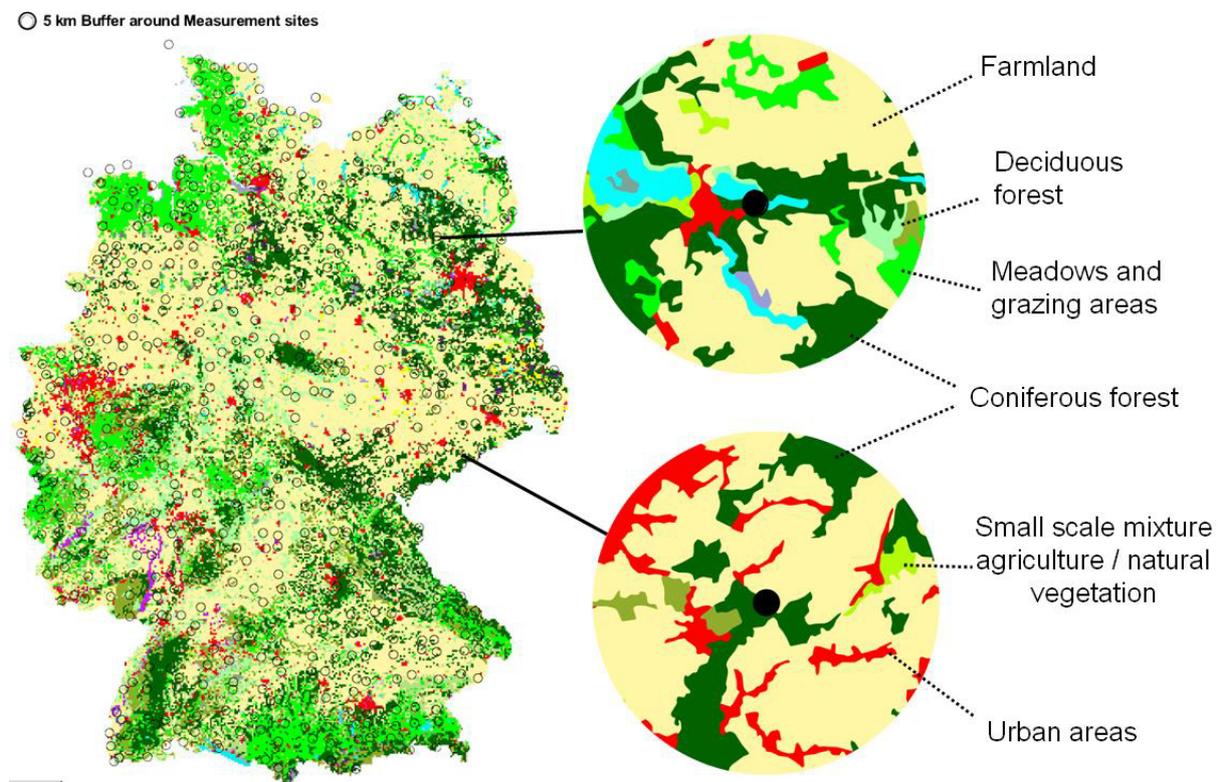


Abbildung 6.1.2: 5 km gepufferte Ausschnitte aus der Corine Landcover für zwei Messstandorte des Moos-Monitoring Messnetzes (eigene Darstellung)

Pesch et al. (2007c) leiten entsprechende prozentuale Flächenanteile der Landnutzungsformen urbane Nutzung und agrarische Flächen sowie Waldnutzung auf der Basis einer in einer räumlichen Auflösung von 100 m x 100 m vorliegenden Corine Landcover 2000 für das gesamte Bundesgebiet ab. Derartige Landnutzungsindexraster wurden für verschiedene Radien berechnet und anschließend mit den Moos-Monitoring Standorte zur Charakterisierung der Nachbarschaftsverhältnisse der Standorte verschnitten. Pesch et al. (2007c) präsentieren derartige Indexkarten für die Radien 300 m, 1 km und 5 km für die Landnutzungsformen urbane Flächen, agrarische Flächen sowie Waldnutzung. Die entsprechenden Informationen wurden für die statistische Analyse von Einflussfaktoren auf die Stoffakkumulation in den Moosen eingesetzt (Pesch et al. 2008a; Schröder et al. 2009a). Entsprechend verfahren Holy et al. (2009a) für Frankreich sowie Holy et al. (2010) und Schröder et al. (2011a, b) für ganz Europa. Im Vergleich zum Vorgehen in Deutschland und Frankreich wurden für Europa Landnutzungsindexkarten auf Basis eines 1 km x 1 km Rasters für weitere Radien berechnet (agrarische Nutzung und Waldnutzung:

1, 5, 10, 25 km; urbane Nutzung: 1, 5, 10, 25, 50 und 100 km) und in die statistische Assoziationsanalyse einbezogen (Holy et al. 2010; Schröder et al. 2011a, b).

Wurde ein Messnetz mit Hilfe der genannten Planungskriterien hinsichtlich seiner räumlichen Anordnung verändert, sollte das modifizierte Messnetz hinsichtlich seiner **statistischen Aussagekraft** überprüft werden. Dies kann sowohl in Form eines Vergleichs statistischer Kennwerte für den Untersuchungsraum insgesamt bzw. für sinnvoll ausgesuchter Teilregionen erfolgen. Auch sollten im Sinne der **geostatistischen Messwertrepräsentanz** nach Schröder et al. (2001) die an den Messorten erfassten (metrischen) Merkmale räumlich autokorreliert sein, so dass mittels geeigneter Interpolationsalgorithmen zwischen den Messpunkten der jeweilige Sachverhalt mit einer quantifizierbaren Schätzungsgenauigkeit vorhergesagt werden kann.

Insgesamt lassen sich die im letzten Absatz ausgeführten Planungskriterien folgendermaßen zusammenfassen: Landschaftsrepräsentanz, zeitliche Trendaspekte, Messnetzintegration, Berücksichtigung anthropogener Nutzungseinflüsse, Nachbarschaftsrepräsentanz, Hotspotkriterien sowie statistische und geostatistische Aussagekraft. Diese Kriterien werden im folgenden Kapitel 6.2 am Beispiel der Optimierung eines terrestrischen Umweltmonitoring Messnetzes angewendet.

6.2 Räumliche Planung eines terrestrischen Umweltmonitoringmessnetzes

Die im Kapitel 6.1 beschriebenen Planungskriterien wurden zur Optimierung des bundesweiten Moos-Monitoring Messnetzes 2005 genutzt (Kap. 4.1). So war es im Vorfeld der Probenentnahme das Ziel, das auf 1028 Standorte angewachsene Messnetz durch Kombination von Mess- und Metadaten aus dem Monitoring-Programm, zusätzlichen Geoinformationen zu anderen Umweltmessnetzen sowie zur Landnutzung und zur naturräumlichen Ausstattung auf rund 720 Standorte zu reduzieren (Pesch et al. 2007b, 2008c). Gleichzeitig sollten im Vergleich zum alten Messnetz keine signifikante Änderung der Landschaftsrepräsentanz, der Nachbarschaftsstruktur sowie der (geo)statistischen Aussagekraft erkennbar sein. Hierzu wurden verschiedene Vorschläge erarbeitet und in dem Arbeitskreis Bioindikator und Wirkungsermittlung des Bundes und der Länder diskutiert und abgestimmt (Pesch et al. 2007c). Dieser Arbeitskreis begleitete jede der bislang durchgeführten Moos-Monitoring Programme sowohl in wissenschaftlicher wie auch administrativer Hinsicht. Beteiligt sind sowohl Vertreter der Umweltbehörden der Bundesländer, verantwortlich für die Moosprobenentnahme, als auch der Bund in Form des Umweltbundesamtes, das die Kosten für die Messnetzplanung, die chemische Moosanalytik sowie die

Auswertung der erhobenen Daten inkl. Berichterstattung übernimmt. Innerhalb des Arbeitskreises wurden zwei Planungskonzepte diskutiert. Diese werden im Folgenden vorgestellt:

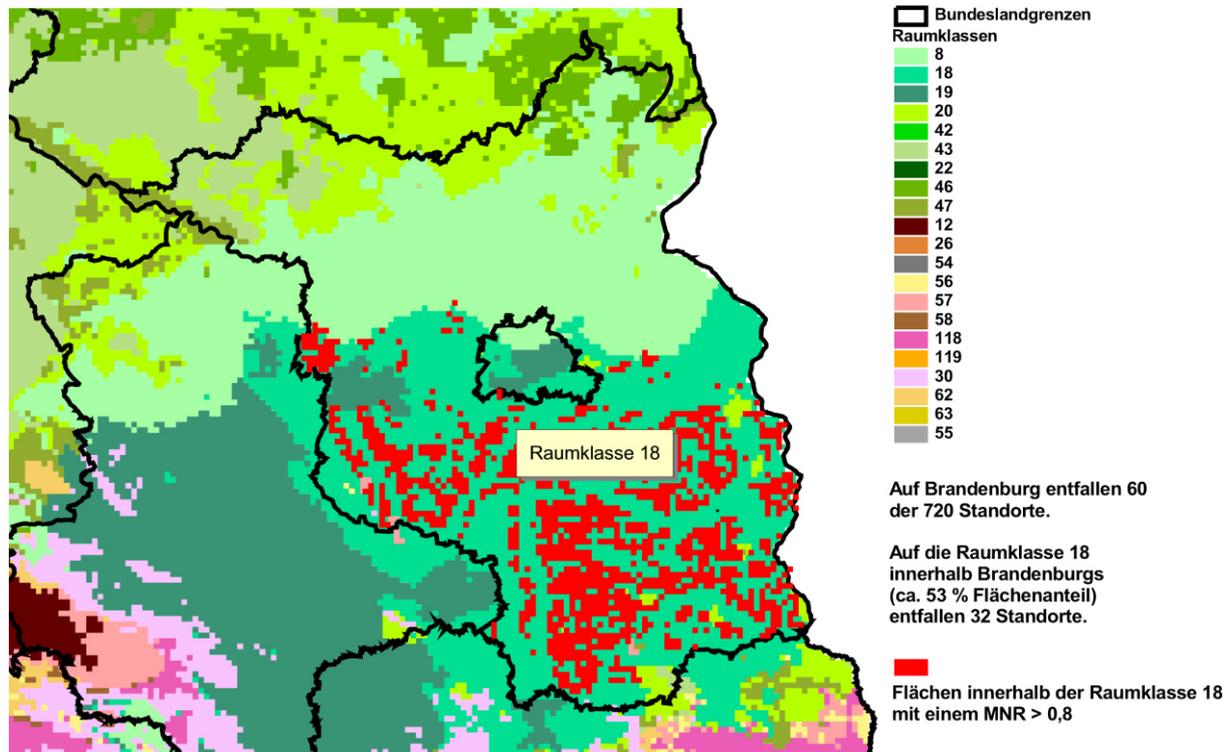


Abbildung 6.2.1: Möglichkeiten der prioritären Zuweisung von Moos-Monitoring-Standorten auf die Raumklasse 18 nach Schröder et al. (2006) innerhalb von Brandenburg anhand des MNR

Erste Versuche der Selektion von 720 Standorten aus dem alten Messnetz 2000 legten eine nach Bundesländern und den landschaftsökologischen Raumklassen nach Schröder et al. (2006) flächenrepräsentative Verortung der Moos-Monitoring Stationen zugrunde. Dies erfolgte derart, dass eine Aufteilung der 720 Standorte auf die einzelnen Bundesländer in der Art erfolgte, dass die jeweilige Zuweisung an Standorten dem Flächenanteil des betroffenen Bundeslands an der Gesamtfläche Deutschlands entsprach. Anschließend wurden die Bundesländer mit den 21 landschaftsökologischen Raumeinheiten nach Schröder et al. (2006) im GIS verschnitten. Erneut erfolgte eine flächenrepräsentative Zuordnung der den jeweiligen Bundesländern zugeordneten Standortzahlen. Die folgende Abbildung 6.2.1 zeigt die diesbezügliche Vorgehensweise am Beispiel Brandenburgs für die innerhalb der Landesgrenzen liegenden Raumklasse 18 (Brandenburger Jungmoränenlandschaft). Der Anteil der Landesfläche an der Gesamtfläche Deutschlands beträgt 8,3 %. Somit entfallen rund 60 Standorte (8,3% von 720 = 59,7 – aufgerundet 60) auf das Land Brandenburg. Die Raumklasse 18 wiederum hat einen Flächenanteil von ca. 53% innerhalb von Brandenburg. Demzufolge sollten in dieser Raumklasse auch 53% der Brandenburg zugewiesenen Standorte enthalten sein, resultierend in 32 Standorten.

Die für Brandenburg skizzierte Vorgehensweise wurde für alle Bundesländer durchgeführt. Die Detailverortung sollte darauf folgend anhand der im Kapitel 6.1 beschriebenen Auswahlkriterien *Zeitliche Trends*, *Messnetzverknüpfung* und *Nachbarschaftsrepräsentanz* erfolgen. Ferner sollten solche Standorte bevorzugt werden, bei denen in vorangegangenen Kampagnen die im Moos-Monitoring bevorzugten Moosarten gefunden werden konnten. Informationen hierzu konnten aus der Metadatenbank der vorangegangenen Moos-Monitoringkampagnen recherchiert werden. Die Bestimmung der Nachbarschaftsrepräsentanz erfolgte auf Basis der in Abbildung 6.2.1 skizzierten Berechnung des MNR für die Merkmale Landschaftsökologische Raumgliederung, Corine Landcover, Multi Metall Index 2000 sowie Gesamtstickstoffdeposition 1999. Die Abbildung 6.2.2 zeigt dies am Beispiel der innerhalb des Landes Brandenburgs gelegenen Raumklasse 18, auf die aus häufigkeitsstatistischer Sicht 32 Standorte entfallen sollten. Dargestellt ist eine für diesen Teilbereich berechnete MNR-Karte. Eine Detailverortung dieser Standorte könnte in denjenigen Rasterzellen vollzogen werden, die den höchsten MNR aufweisen (rot markiert in Abb. 6.2.1).

Als Folge einer Diskussion mit den beteiligten Ländervertretern ließ sich die flächenrepräsentative Aufteilung der 720 Standorte auf die einzelnen Bundesländer nicht mit den landesspezifischen Monitoringvorgaben und -zielen decken. Daher wurde stattdessen ein leicht abgewandeltes Priorisierungskonzept entworfen und der Umgestaltung des Moos-Monitoring Messnetzes zugrunde gelegt. Die Vorgehensweise hierfür ist der Abbildung 6.2.2 zu entnehmen. Im Folgenden wird das auf GIS-Analysen sowie statistischen und geostatistischen Verfahren beruhende Planungskonzept vorgestellt.

Das Planungskonzept zur Umgestaltung des Moos-Monitoring-Messnetzes 2005 bestand aus einem vierstufigen Verfahren (Pesch et al. 2007b, 2008c). Dabei wurden im ersten Schritt aus dem 1028 Standorte umfassenden Moos-Monitoring-Messnetz 2000 Hot Spot Standorte für die Metallkonzentration in Moosen und die Stickstoffdeposition selektiert. Erstere wurden mit Hilfe zweier Multi Metall Indizes für die Kampagnen 1995 und 2000 berechnet, die aus den jeweils geostatistisch geschätzten Flächenkarten über die zwölf Elemente As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, Sb, Ti, V und Zn abgeleitet wurden (Kap. 4.1.4; 5.4). Als Hot Spots für die Metallbioakkumulation wurden dabei solche Rasterzellen definiert, die sowohl in 1995 als auch in 2000 Index-Werte oberhalb von 8 aufwiesen. Hot Spots für die Stickstoffdeposition wurden mit Hilfe einer von Gauger et al. (2002) für 1999 modellierte Karte über die jährliche Gesamtstickstoffdepositionen ermittelt. Als Hot Spot-Grenze wurde hier eine jährliche Überschreitung des Stickstoffeintrags von 35 kg / ha festgelegt. Durch die Verschneidung dieser flächenhaften Hot Spots mit der Messnetzkarte des Moos-Monitorings 2000 konnten die in den Hot Spot Flächen befindlichen Moos-Monitoring-Standorte identifiziert werden.

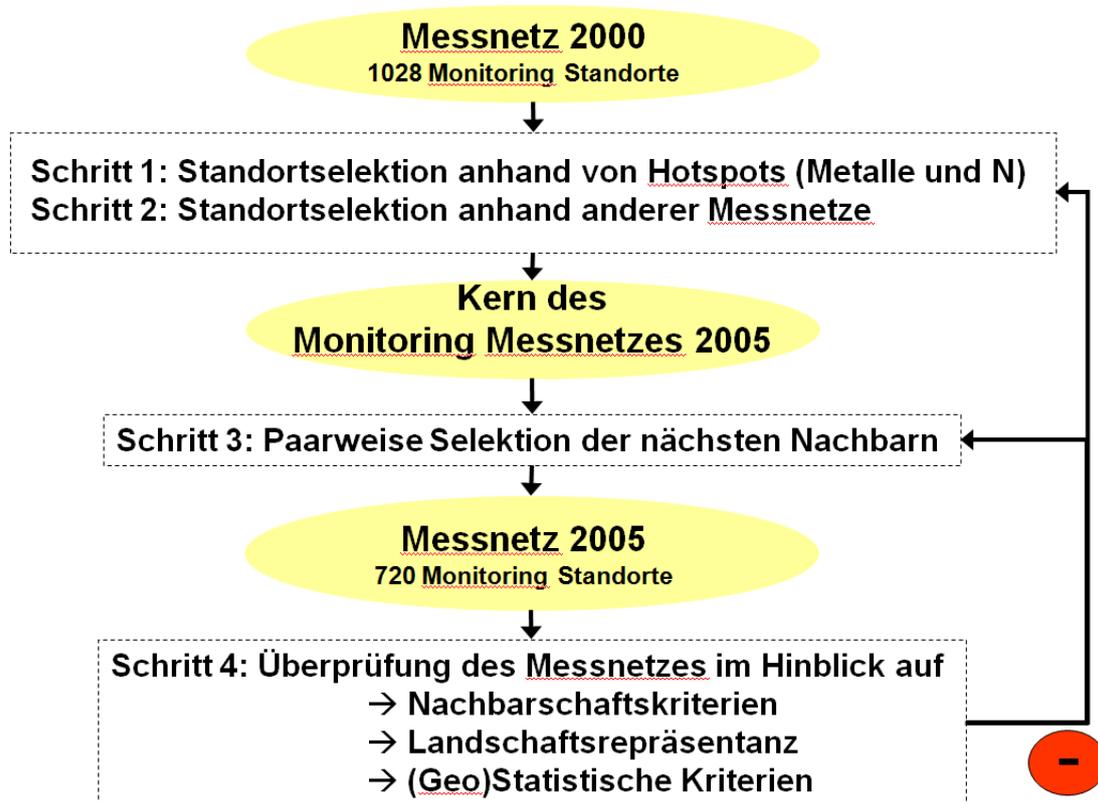


Abbildung 6.2.2: Priorisierungskonzept zur Umgestaltung des Moos-Monitoring Messnetzes 2005 (eigene Darstellung)

Im zweiten Schritt wurden die Moos-Monitoring-Standorte der Hot Spot-Regionen mit Standorten geeigneter Umweltbeobachtungsprogramme zusammengeführt. Dabei handelt es sich um Standorte der Umweltprobenbank (Wagner et al. 1997), des UBA-Luftmessnetzes (Ihle et al. 2001) sowie des ICP Forests Level II (Fischer et al. 2006) und des ICP Integrated Monitoring Programms (Kleemola & Forsius 2006). Dort, wo an den Standorten dieser Messprogramme in vorangegangenen Kampagnen noch keine Moose gesammelt wurden, wurden zusätzliche Moos-Monitoring-Standorte zugewiesen. Als Zwischenergebnis aus den ersten beiden Selektionsschritten wurden so insgesamt 484 Monitoring-Standorte für das Messnetz 2005 bestimmt.

Im dritten Arbeitsschritt wurden unter den noch zur Auswahl stehenden 544 Standorten aus dem Moos-Monitoring Messnetz 2000 Paare benachbarter Messpunkte gebildet und zusammen mit der zugeordneten Entfernungsdistanz in eine Tabelle überführt. Anschließend wurde von den Paaren mit einer räumlichen Distanz kleiner als 10 km jeweils Standorte entfernt, die entweder keine Hot Spot der Metallakkumulation darstellten, die in weniger Kampagnen beprobt wurden und an denen im Jahr 2000 nicht die prioritäre Moosart *Pleurozium schreberi* gesammelt wurde. Diese Selektion erfolgte anschließend schrittweise mit jeweils um 1 km größeren Distanzen, bis aus den 544 Standorten 236 ausgewählt wa-

ren. Zusammen mit den 484 Standorten des zweiten Auswahlstrettes waren somit 720 für das Monitoring selektiert (Pesch et al. 2007b, 2008c). Das Ergebnis der Umgestaltung des Moos-Monitoring Messnetzes 2005 zeigt die Abbildung 6.2.3

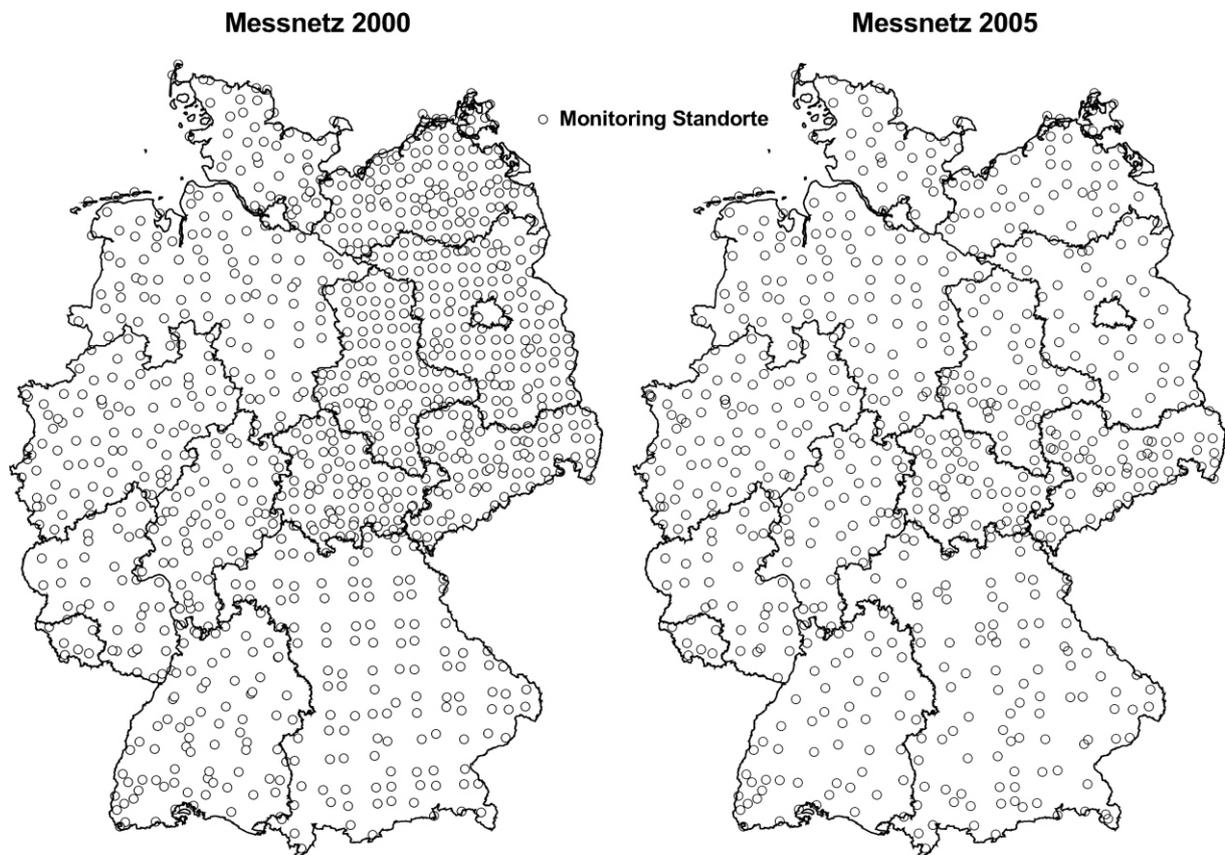


Abbildung 6.2.3: Ergebnis der Umgestaltung des Moos Monitoring Messnetzes 2005 (links: Messnetz 2000 – 1028 Standorte; rechts: Messnetz 2005 – 720 Standorte) (verändert nach Pesch et al. 2007b)

Die ermittelten 720 Standorte wurden abschließend im Hinblick auf ausgewählte Kriterien mit dem alten 1028 Standorte umfassenden Messnetz verglichen. Dies umfasste zum Ersten die Überprüfung der häufigkeitsstatistischen Landschaftsrepräsentanz beider Messnetze, die bereits im Kapitel 4.1.4 (Abb. 4.1.10) beschrieben wurde. Es zeigen sich kaum Unterschiede. So repräsentiert das neue Messnetz die 21 landschaftsökologischen Raumklassen nach Schröder et al. (2006) ähnlich gut wie das um 308 Standorte umfangreichere Messnetz 2000: Die maximale Über- bzw. Unterbelegung liegt in beiden Fällen lediglich bei ca. 3 %, wobei insgesamt der Anteil an Raumklasse mit über 3% Unter- bzw. Überrepräsentanz in dem umgestalteten Messnetz deutlich zurückgegangen ist (Abb. 4.1.10). Neben der Landschaftsrepräsentanz erfolgte auch eine Überprüfung der raumstrukturellen Nachbarschaftsrepräsentanz durch den MNR (Kap. 6.1), um festzustellen, ob sich die Nachbarschaft des neuen Messnetzes im Hinblick auf deren Verhältnis zu den durchschnittlichen Nachbarschaftsverhältnissen innerhalb des

Bundesgebiets signifikant verändert hat. Auch erfolgte ein Vergleich bezüglich der zwei aus der Corine Landcover 2000 abgeleiteten Anteile landwirtschaftlich genutzter und urban genutzter Flächen in einem 5 km Radius um die Probenentnahmestelle. Die Ergebnisse des Vergleichs sind in der Abbildung 6.2.4 zusammengefasst.

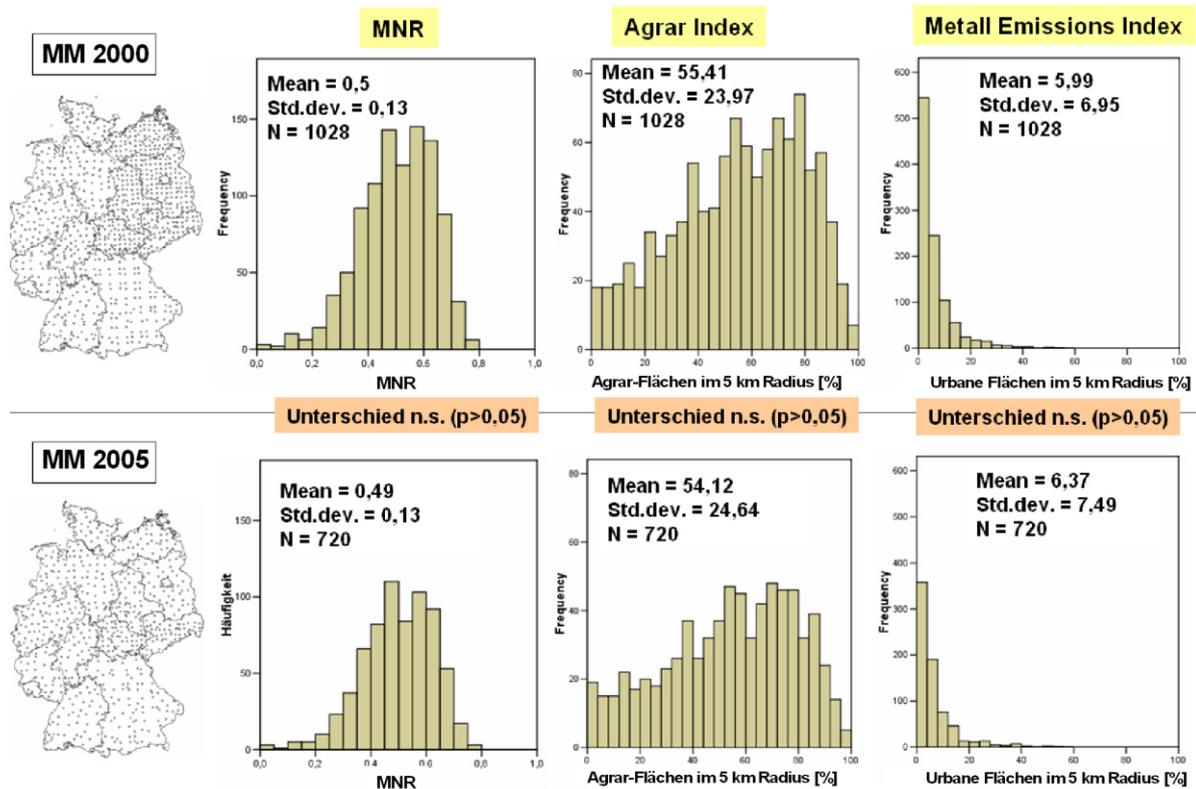


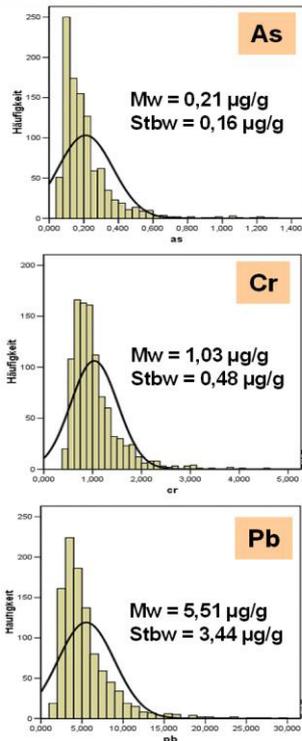
Abbildung 6.2.4: Statistischer Vergleich des Moos Monitoring Messnetzes 2000 und 2005 im Hinblick auf die Nachbarschaftskriterien MNR nach Vetter & Maas (1994), Agrar Index (Anteil landwirtschaftlich genutzter Flächen in einem 5 km Radius um die Probenentnahmestelle) sowie Metall Emissions Index (Anteil urban genutzter Flächen in einem 5 km Radius um die Probenentnahmestelle) (Pesch et al. 2007b, Abb. 4)

Die Abbildung 6.2.4 zeigt in der oberen Reihe die Messnetzkonfiguration im Moos-Monitoring 2000 mit 1028 Standorten sowie Häufigkeitsdiagramme der an den Messstandorten abgegriffenen MNR und Anteile landwirtschaftlicher und urbaner Flächen (von links nach rechts). In der unteren Reihe ist dasselbe dargestellt für das auf 720 Beprobungen angelegte Messnetz 2005. Festzuhalten ist, dass sich für keine der drei Nachbarschaftskriterien das Messnetz signifikant geändert hat (Mann und Whitney U-Test; $\alpha = 0,05$). Einzig der Anteil urban genutzter Flächen in einem Umkreis von 5 km um die Entnahmestelle zeigt leicht erhöhte Mittelwerte und Standardabweichungen, möglicherweise bedingt durch die Bevorzugung von Standorten auf Hotspot-Flächen für die Metallakkumulation in Moosen bei der Messnetzgestaltung. Die Hotspot-Flächen liegen fast ausschließlich in Regionen mit hohen Anteilen urban genutzter Flächen (Pesch et al. 2007b).

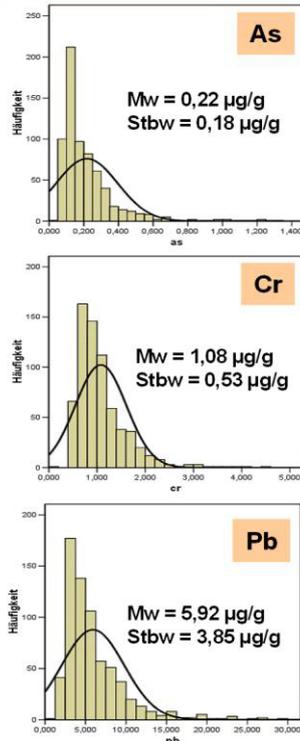
Sowohl die 1028 Standorte aus dem Moos-Monitoring 2000 wie auch die durch die geschilderte Vorgehensweise umgesetzte Reduzierung des Messnetzes auf 720 Standorte wurden im Hinblick auf die häufigkeitsstatistische Landschaftsrepräsentanz getestet. Hierzu wurden beide Messnetze mit der landschaftsökologischen Raumgliederung nach Schröder et al. (2006) im GIS verschnitten, der prozentuale Anteil der innerhalb jeder der 21 Raumklassen verorteten Moos-Monitoring-Standorte ermittelt und mit dem prozentualen Flächenanteil jeder Raumklasse am Gesamtflächenanteil Deutschland verglichen. Wie in Kapitel 4.1 bereits ausgeführt und in Abbildung 4.1.10 dargestellt, treten diesbezüglich kaum Unterschiede auf.

Schließlich wurde getestet, ob sich die Moos-Monitoring-Messnetze 2000 und 2005 in Bezug auf statistische und geostatistische Kriterien signifikant voneinander unterscheiden. Hierzu wurden von den 720 Standorten solche verwendet, an denen aus dem Moos-Monitoring 2000 auf Messwerte zu Metallen zurückgegriffen werden konnte. Für alle zwölf Standardelemente pro Element lagen mindestens 675 Messwerte vor, die mit der gesamten Messdatenverteilung verglichen werden konnten. Im Hinblick auf statistische Kriterien wurden dabei ausgewählte Perzentile (20., 50 und 90. Perzentil) für das gesamte Bundesgebiet, die einzelnen Bundesländer sowie für die 21 landschaftsökologischen Raumeinheiten nach Schröder et al. (2006) miteinander verglichen. Ferner erfolgte ein inferenzstatistischer Vergleich zwischen beiden Messnetzen bzw. Messwertverteilungen unter Anwendung des Mann und Whitney U-Tests. Die Abbildung 6.2.5 zeigt das Ergebnis des bundesweiten statistischen Vergleichs im Hinblick auf Histogrammvergleiche inkl. Mittelwert und Standardabweichung (links für die Elemente As, Cr und Pb) sowie Medianen inkl. Ergebnisse des Mann und Whitney U-Tests (für alle zwölf so genannte Standardelemente). Dabei sind für die Metalle in allen Fällen keine signifikanten Veränderungen festzuhalten ($\alpha = 0,01$). Es zeigen sich nur leichte Erhöhungen der Zentraltendenzen und Standardabweichungen, wiederum als Ergebnis der Bevorzugung von Standorten auf Hotspot-Flächen bei der Messnetzumgestaltung. Bei einem α von 0,05 lassen sich die gleichen Tendenzen auch für die einzelnen Länder sowie die 21 Raumklassen nach Schröder et al. (2006) festhalten (Pesch et al. 2007b).

Histogramme MM 2000 – 1028 Standorte



Histogramme MM 2000 – 680 Standorte



Medianvergleiche und U-Tests

Element	Median [$\mu\text{g/g}$]		
	MM 2000	MM 2005	
As	0,16	0,16	$p > 0,01$
Cd	0,21	0,22	$p > 0,01$
Cr	0,91	0,95	$p > 0,01$
Cu	7,14	7,15	$p > 0,01$
Fe	343	351	$p > 0,01$
Hg	0,04	0,04	$p > 0,01$
Ni	1,13	1,18	$p > 0,01$
Pb	4,62	4,83	$p > 0,01$
Sb	0,15	0,16	$p > 0,01$
Ti	7,94	7,905	$p > 0,01$
V	1,06	1,13	$p > 0,01$
Zn	41,0	40,8	$p > 0,01$

Abbildung 6.2.5: Statistischer Vergleich des Moos-Monitoring Messnetzes 2000 und 2005 anhand von Histogrammen inkl. Mittelwert und Standardabweichung (links für die Elemente As, Cr und Pb) sowie Medianen inkl. Ergebnisse des Mann und Whitney U-Tests (rechts) (eigene Darstellung)

Auch im Hinblick auf geostatistische Kriterien wurden von den 720 Standorten solche selektiert, an denen aus dem Moos-Monitoring 2000 auf Messwerte zu den Metallen zurückgegriffen werden konnte. Diese wurden variogrammanalytisch ausgewertet, mit Hilfe der daraus resultierenden Modellvariogramme flächenhaft interpoliert und die daraus resultierenden Flächenkarten schließlich über Differenzbildung mit den unter Verwendung des vollständigen Messdatensatzes berechneten Karten verglichen. Entsprechendes erfolgte auch für die räumliche Autokorrelationsstruktur, ausgedrückt in Form des Modellvariogramms bzw. der daraus ablesbaren Kenngrößen Nugget, Sill und Range, sowie der Ergebnisse der Kreuzvalidierung in Form des ME sowie MPE (Kap. 3).

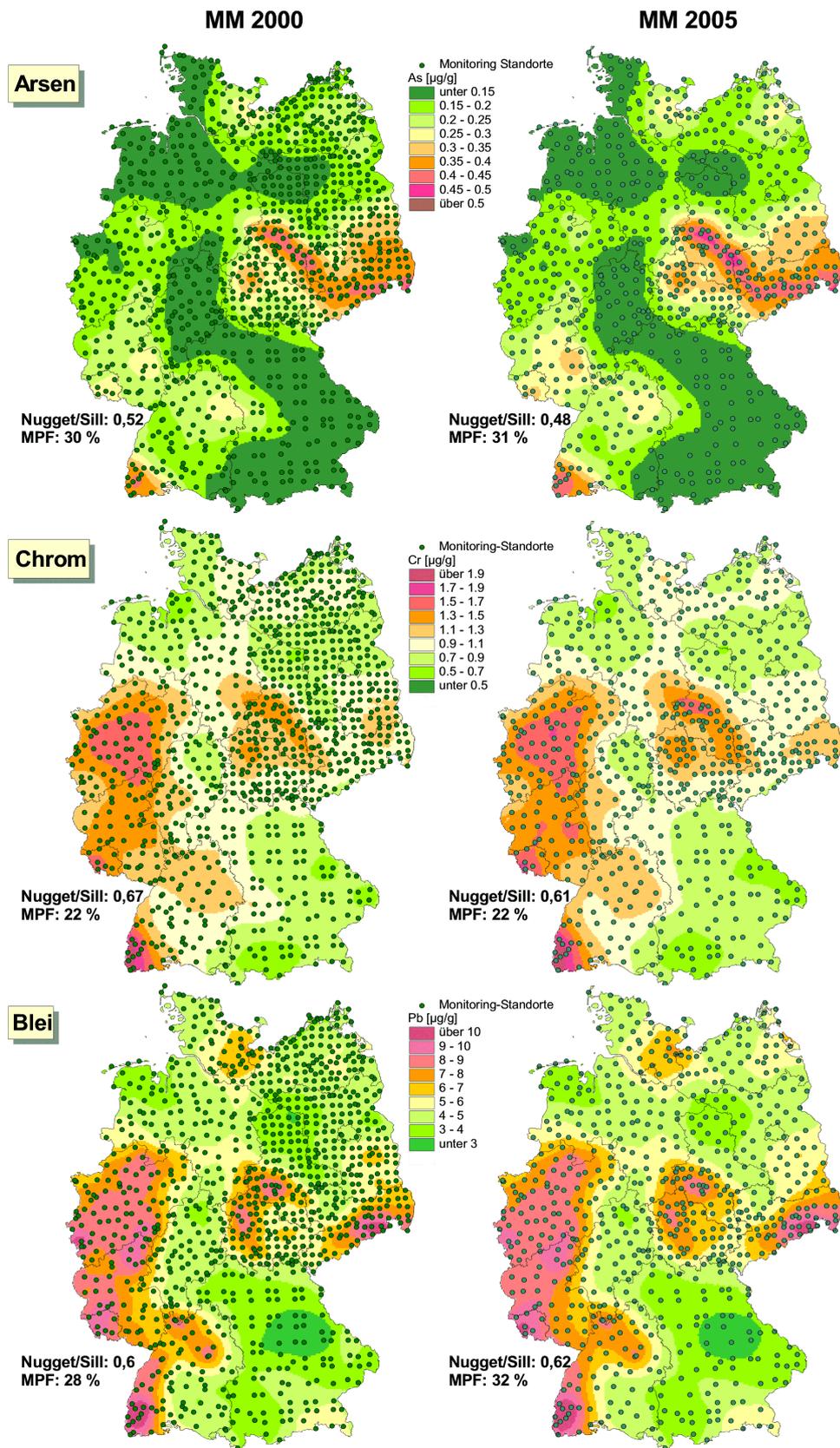


Abbildung 6.2.6: Vergleich des Moos Monitoring Messnetzes 2000 und 2005 im Hinblick auf geostatistische Kriterien (Nugget / Sill Verhältnis, MPE, Kriging-Flächenschätzungen) (Pesch et al. 2007b, Abb. 2)

Die Überprüfung der geostatistischen Aussagekraft des umgestalteten Messnetzes 2005 durch Vergleich mit dem Messnetz 2000 verdeutlicht die Abbildung 6.2.6 am Beispiel der Elemente As, Cr und Pb. Hierbei zeigt sich, dass sich die flächenbezogene Aussagekraft der Messdatenverteilungen nur geringfügig unterscheidet (Pesch et al. 2007b). Dies erweist sich sowohl im Hinblick auf die modellierte Autokorrelationsstruktur, das über die Kreuzvalidierung abgeleitete Schätzgütemaß MPE sowie den direkten Vergleich der mit Kriging berechneten Flächenkarten. So weisen in allen drei Fällen die berechneten Karten auffallend ähnliche räumliche Strukturen mit denselben Hotspot-Flächen auf. Dies wird auch ausgedrückt durch die Ergebnisse der im GIS durchgeführten Differenzenbildungen. So liegt die über Differenzenbildung berechnete mittlere prozentuale Abweichung der aus den beiden Messwertverteilungen berechneten Flächenkarten lediglich bei 5,2% für As, 3,5% für Cr sowie bei 6% für Pb (Pesch et al. 2007b). Auch die Stärke der räumlichen Autokorrelation (ausgedrückt durch das Modellvariogramm) oder die aus der Kreuzvalidierung abgeleitete Schätzgüte zeigen nennenswerte Veränderungen. So sind die Nugget / Sill-Verhältnisse bei beiden Messwertverteilungen in allen drei Fällen nahezu gleich und verbessern sich sogar zum Teil (As: 0,52 in 2000 gegenüber 0,48 in 2005; Cr: 0,67 in 2000 gegenüber 0,61 in 2005; Pb: 0,6 in 2000 gegenüber 0,62 in 2005). Auch die MPE unterscheiden sich nur unwesentlich (As: 1% Differenz; Cr: 0% Differenz; Pb: 4% Differenz).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass obgleich das Messnetz um knapp 30 % seiner Standorte ausgedünnt wurde, keine signifikante Änderung der Landschaftsrepräsentanz, der Nachbarschaftsstruktur sowie der (geo)statistischen Aussagekraft erfolgte. Zugleich wurde das Messnetz 2005 im Hinblick auf dessen Effizienz optimiert. So befinden sich unter den 720 ausgewählten Moos-Monitoring-Standorten solche, die weniger als 2 km entfernt sind von 80 Standorten des ICP Forests Level II, von 13 Standorten der Umweltprobenbank und von 8 Standorten des UBA-Luftmessnetzes bzw. des ICP Integrated Monitoring (Pesch et al. 2007b). Hierdurch konnten bereits im Moos-Monitoring 2005 Vergleiche mit den Stoffanreicherungen in anderen Biota und der gemessenen atmosphärischen Deposition durchgeführt werden (Pesch et al. 2007c). Die entsprechenden Ergebnisse zeigten im Hinblick auf die Stoffkonzentrationen in Pflanzenmaterial (z.B. Buchenblättern oder Fichtennadeln) auffallend ähnliche zeitliche Trends wie die Stoffakkumulation in Moosen. Ähnliche räumliche Muster konnten ferner durch einen Vergleich der Stoffkonzentrationen in Moosen und in technischen Depositionssammlern aus dem Luftmessnetz des Umweltbundesamtes (UBA) und dem ICP Level II Messnetz festgestellt werden.

Die im Moos-Monitoring 2005 durchgeführten, auf den räumlichen Verknüpfungen verschiedener Umweltmessnetze beruhenden integrativen Analysen wurden auf europäischer Ebene weiter fortgeführt. So

zeigen Schröder et al. (2010a, b, c; 2011a, b) sowie Holy et al. (2010) die Ergebnisse umfangreicher bivariat und multivariat-statistischer Analysen zwischen den Cd-, Hg-, Pb- und Stickstoffgehalten in Moosen und den Ergebnissen aus dem atmosphärischen Mess- und Modellierungsprogramm des *European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP)* sowie anderen europaweit verfügbaren Geoinformationen zu klimatischen, orografischen und v.a. anthropogenen Nutzungseinflüssen. Letztere wurden v.a. quantifiziert durch die oben beschriebene Nutzung der Corine Landcover, aus der für verschiedene Radien von 1 km bis 100 km der Anteil gewählter Landnutzungsformen (Agrarräume, Urbane Räume, Waldnutzung) Landnutzungsindizes berechnet wurden. Im Ergebnis konnten für Stickstoffgehalte sowie die Cd- und Pb-Konzentrationen in den Moosen moderate, signifikante Korrelationen zu den Landnutzungsindizes Agrardichte und Urbane Dichte sowie z.T. hohe Korrelationen zur atmosphärischen Deposition festgestellt werden (Holy et al. 2010, Schröder et al. 2010a, b). Die deutlichen statistischen Beziehungen zu den EMEP Depositionen führten zu weiteren statistischen Berechnungen. So wurden die in den Moosen analysierten Stoffgehalte dazu verwendet, um die räumliche Auflösung der als 50 km x 50 km vorliegenden EMEP Modellierungen um das 100 fache zu erhöhen (Schröder et al. 2011a, b). Zur Anwendung kam dabei das im Kapitel 5.5 beschriebene Regression Kriging.

6.3 Potenzialanalyse für das marine Umweltmonitoring

Im Folgenden werden die in Kapitel 6.1 erläuterten und im Kapitel 6.2 auf den terrestrischen Umweltmonitoringbereich angewendeten Planungskriterien Landschaftsrepräsentanz, zeitliche Trendaspekte, Messnetzintegration, Berücksichtigung anthropogener Nutzungsaspekte, Nachbarschaftsrepräsentanz und Hotspotkriterien sowie Überprüfung der (geo)statistischen Aussagekraft im Hinblick auf deren Anwendbarkeit in der deutschen Nordsee beschrieben und diskutiert. Ferner erfolgt eine im Sinne der Vorlage aus Kapitel 6.2 durchgeführte Anwendung eines Teils dieser Kriterien zur systematischen Reduzierung der räumlichen Verortung von Messungen zu Phosphatkonzentrationen in der unteren Wassersäule, die zwischen den Jahren 1995 und 2000 in den Sommermonaten gemessen wurden. Ziel der in diesem Kapitel beschriebenen Transferstudie soll es dabei nicht sein, aus den in Kapitel 5.1 beschriebenen Daten Messnetzkonfigurationen vorzuschlagen, die in zukünftigen Umweltmonitoringprogrammen berücksichtigt werden sollten. Dazu ist die der Studie zur Verfügung stehende Datenbasis bislang noch zu unvollständig. Vielmehr sollen Instrumente vorgestellt werden, mit denen Standorte aus Datenkollektiven ausgewählt werden können, an denen Stoffgehalte im Sediment, in der benthischen Fauna und / oder in der unteren Wassersäule im Sinne eines Monitorings aus landschaftsökologischer Perspektive sinnvoll überwacht werden sollten.

Eine erfolgreiche Umsetzung der genannten Planungskriterien im deutschen Nordseebereich ist v.a. von der zur Verfügung stehenden Datenlage abhängig, die für eine Messnetzgestaltung im Sinne der in Kapitel 6.2 geschilderten terrestrischen Vorlage zur Verfügung stehen sollte. Diese umfassen **Messnetzdaten** (terrestrisch: Mess- und Metadaten aus den Moos-Monitoring 1990, 1995 und 2000, der Umweltprobenbank, des UBA-Luftmessnetz und des ICP Forests Level II und Integrated Monitoring Programms), aus den punktuellen Messdaten geschätzte **Flächendaten** (terrestrisch: geostatistisch berechnete Rasterkarten zu den Metallkonzentrationen in Moosen), Flächeninformationen zu **Hotspots** (terrestrisch: Multimetallindizes sowie modellierte Stickstoffdepositionen), anthropogene **Nutzungsdaten** (terrestrisch: Landnutzung gemäß Corine Landcover 2000) sowie Daten zur **naturräumlichen Ausstattung** (terrestrisch: Landschaftsökologische Raumgliederung nach Schröder et al. 2006). In vergleichbarer Art und Weise wird im Hinblick auf den deutschen Nordseebereich auf folgende Datengrundlagen zurückgegriffen: Als Messdatenbasis wird die in Kapitel 5.1 ausgeführte MarGIS-Sachdatenbank verwendet, in der abiotische Messinformationen zu knapp 59.000 Standorten innerhalb der gesamten Nord- und Ostsee abgelegt sind. Dabei erfolgt eine Beschränkung auf die in Kapitel 5.2 beschriebenen Datensätze zu den Nährstoffkonzentrationen in den unteren Bereichen der Wassersäule innerhalb des um einen 60 km breiten Puffer erweiterten Bereichs der Nordsee. Aus den entsprechenden Messinformationen wurden mit geostatistischen Verfahren Flächenkarten und der in Kapitel 5.4 beschriebene Gesamtnährstoffindex berechnet. Der Gesamtnährstoffindex wird im Folgenden zur Ausweisung von Hotspot-Flächen für die Konzentration von Nährstoffen in der unteren Wassersäule angewendet. Nutzungsdaten über anthropogene Aktivitäten werden in der dargestellten Übertragungsstudie zwar nicht eingesetzt aber im Hinblick auf deren Verfügbarkeit und potenzielle Verwendbarkeit vorgestellt. Es handelt sich dabei vornehmlich um Geodaten, die vom BSH im Informationsportal CONTIS (Continental Shelf Information System) gehalten werden. Die naturräumliche Ausstattung schließlich wird durch die im Kapitel 5.3 vorgestellte, mittels geostatistischer und explorativ-statistischer Verfahren aus punktuellen Informationen zu benthischen Lebensgemeinschaften sowie Messinformationen zur Temperatur, Salinität, Nährstoffen, Bathymetrie und Korngrößenfraktionen berechnete benthische Lebensraumkarte abgebildet, die den erweiterten Bereich der deutschen Nordsee in zehn Lebensraumklassen aufteilt. Die Ausgangsbasis bildet dabei die bereits in Kapitel 5 ausführlich beschriebene benthische Lebensraumkartierung für den erweiterten Bereich der Nordsee, die abgeleitet wurde.

Landschaftsrepräsentanz. Die Bestimmung der Landschaftsrepräsentanz eines 100 Standorte umfassenden Messnetzes wurde bereits in Kapitel 5.4, Abbildung 5.4.3 am Beispiel der erwähnten benthischen Lebensraumkarte, beschränkt auf den deutschen Teil der Nordsee, vorgestellt. Die dort darge-

stellte Grobverortung der 100 Standorte kann als erste Grundlage für eine aus landschaftsökologischer Sicht sinnvolle räumliche Verortung von Messstellen verwendet werden. Alternativ zur benthischen Lebensraumkarte ließen sich selbstverständlich auch andere marine Landschaftskarten als räumliche Referenzgrundlage wählen. Ein Beispiel dafür sind die von Bioconsult (2010) v.a. aus Sedimentinformationen abgeleitete marine Landschaftsgliederung (Abb. 4.2.1) sowie der in Abbildung 4.2.3 dargestellte Entwurf einer Biotoptypenkarte nach Riecken et al. (2006) für den deutschen Nordseebereich. Allerdings wurden für die marine Landschaftsgliederung keine biologischen Informationen verwendet, und die Biotoptypenkarte stellt nach Ansicht der Autoren nur den Stand der für eine derartige Kartierung verfügbaren Informationen dar, ohne dass die Karte einer vollständigen Biotoptypenkartierung im Sinne von Riecken et al. (2006) gerecht würde. Letzteres gilt im übertragenen Sinne für den in Abbildung 4.2.3 veranschaulichten Versuch der Anwendung des EUNIS-Regelwerks auf die deutsche Nordsee nach Busch (2005).

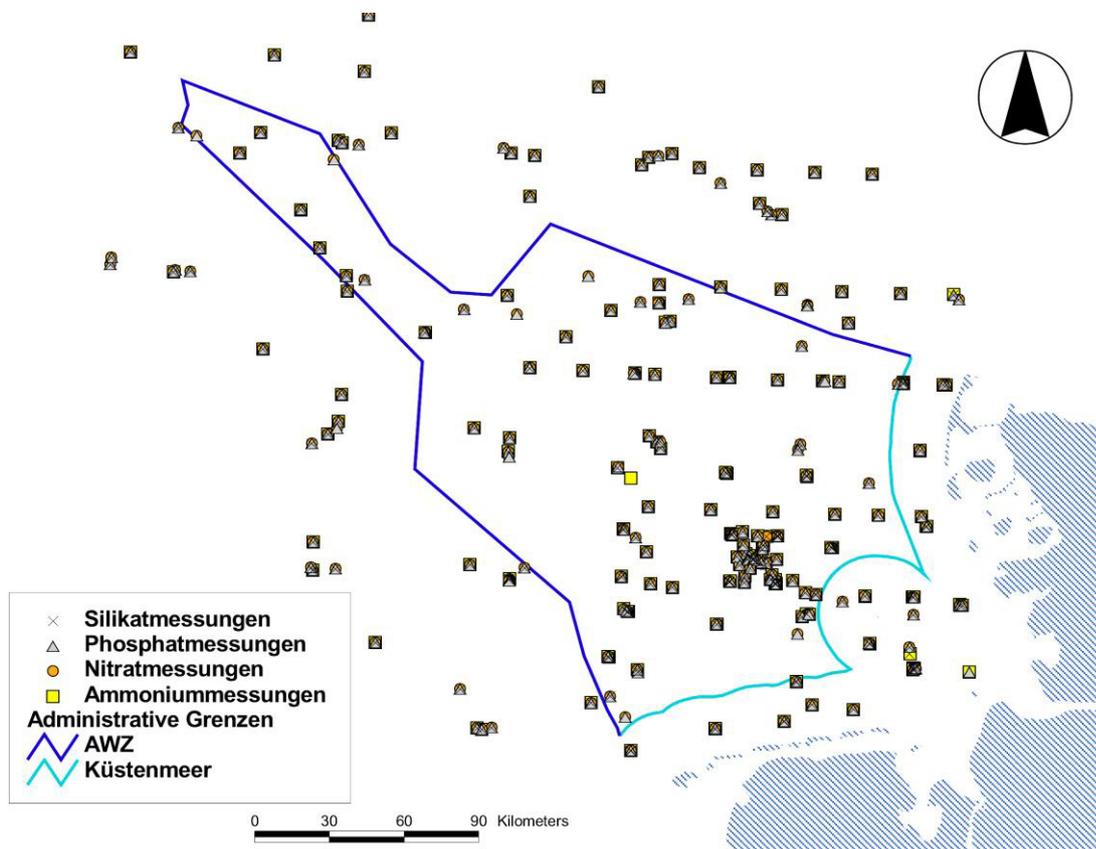


Abbildung 6.3.1: Vorliegende Messdaten zu Silikat, Phosphat, Nitrat und Ammonium innerhalb des unteren Drittels der Wassersäule für die Monatsintervalle Juli bis September von 1995 bis 2000 innerhalb eines 60 km breiten Randstreifens um die deutsche Nordsee (eigene Darstellung)

Zeitreihenkriterien. Im Sinne der im Kapitel 6.1 beschriebenen Priorisierung von Standorten mit ausgeprägten Zeitreihen über Konzentrationen zu Umweltchemikalien in der Wassersäule können die im Kapitel 5.2 beschriebenen, aus der MarGIS-Datenbank extrahierten Messinformationen dazu genutzt werden, um aus Sicht des Umweltmonitorings sinnvolle Vorschläge für die Durchführung von Umweltmessungen zu unterbreiten. Die Abbildung 6.3.1 veranschaulicht die räumliche Verortung von Messdaten zu den Nährstoffen Phosphat, Silikat, Nitrat und Ammonium in den Sommermonaten der Jahre 1995 bis 2000 um den 60 km gepufferten Bereich der deutschen Nordsee.

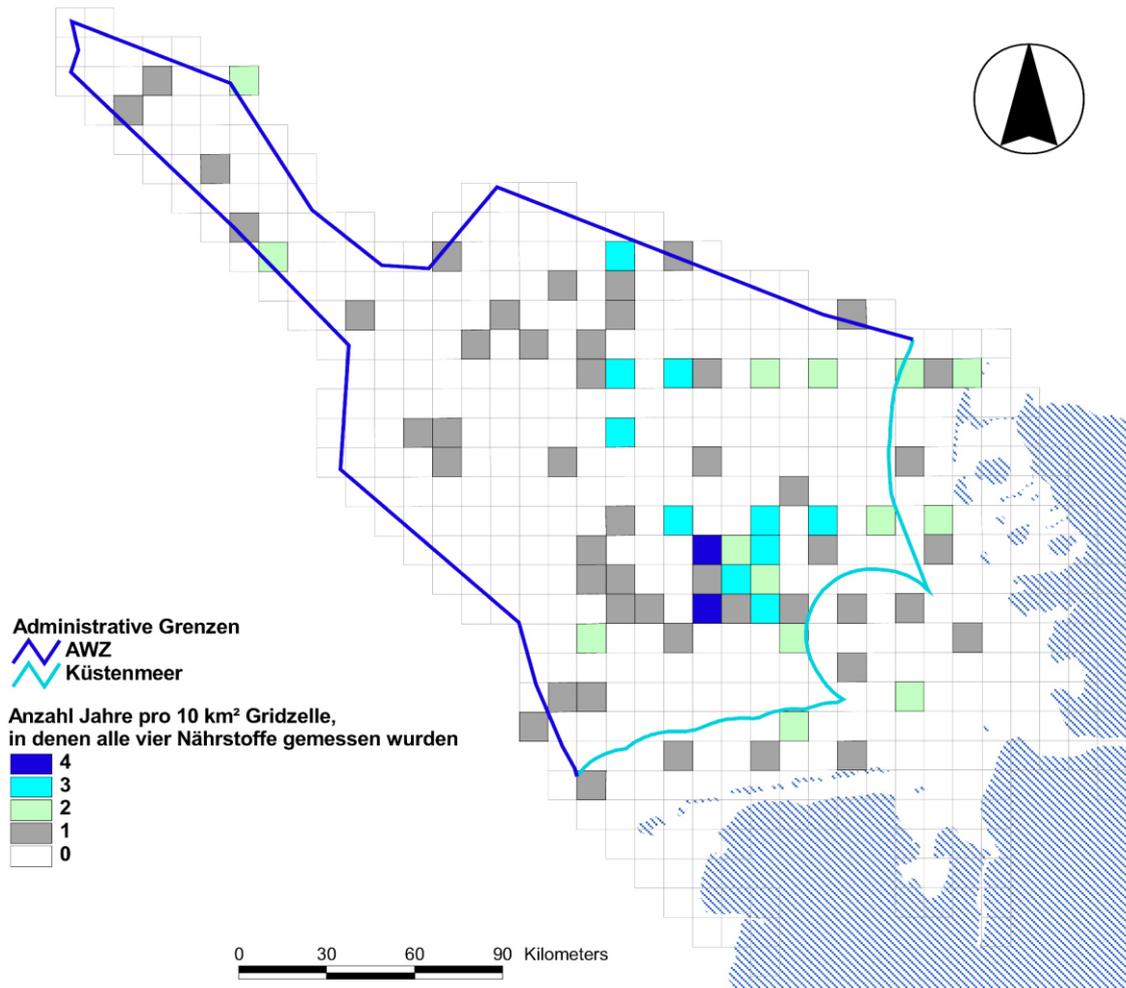


Abbildung 6.3.2: Räumliche Verteilung der Messinformationen zu Silikat, Phosphat, Nitrat und Ammonium bezogen auf ein 10 km x 10 km Raster für die Monatsintervalle Juli bis September von 1995 bis 2000 (eigene Darstellung)

Basierend auf den in der Abbildung 6.3.1 dargestellten Messorten können nach zeitlichen Kriterien Verortungsvorschläge für die Installation von Monitoringstandorten formuliert werden. Aufgrund der starken Anhäufung von Standorten in einigen Teilregionen der AWZ lassen sich diese alternativ dazu auch für international vorgegebene Referenzraster durchführen. So wurde im vorliegenden Fall ein von der Eu-

ropäischen Umweltagentur als Referenzsystem empfohlenes 10 km x 10 km Raster⁴ in der Art verwendet, dass für jede der Rasterzellen die dort vorkommenden Messorte gruppiert und hinsichtlich zeitlicher Kriterien ausgewertet wurden. Die Abbildung 6.3.2 veranschaulicht das Ergebnis hierfür: Gezeigt ist die Anzahl der Stationen pro Rasterzelle, in denen über alle vier Nährstoffe in jedem der Jahre 1995 bis 2000 Messungen sowohl über Phosphat, Nitrat und Ammonium innerhalb der Monate Juli bis September in den unteren 30 % der Wassersäule vorliegen (Abb. 6.3.1). Nur innerhalb von zwei Rasterzellen liegen in vier der sechs betrachteten Jahre durchgehend Messinformationen zu allen vier Nährstoffen vor. Innerhalb von zehn Rasterzellen ist dies für drei Jahre der Fall, innerhalb von 14 Rasterzellen für zwei Jahre und innerhalb von 48 Rasterzellen für lediglich ein Jahr. Derartig ausgewiesene Bereiche könnten für eine Priorisierung von Umweltmonitoring-Standorten genutzt werden, um möglichst an langen Zeitreihen über die Konzentrationen der genannten Nährstoffe im deutschen Bereich der Nordsee anknüpfen zu können. Die entsprechende Vorgehensweise ließe sich auch auf alternative Rasterauflösungen, Zeitfenster sowie andere Meeresumweltdatenbanken (z.B. Meeresumweltdatenbank, Datenbank des ICES) mit alternativen Stoffgruppen anwenden.

Messnetzintegration. Ein wesentlicher Vorteil der Datenhaltung im marinen Bereich gegenüber terrestrischen Anwendungen in Deutschland und Europa ist es, dass Informationen über biotische und abiotische Informationen bereits in verschiedenen umfangreichen Umweltdatenbanken gesammelt und ständig aktualisiert werden. Der erste Schritt zu einer Integration verschiedener Messaktivitäten von Bund und Ländern sowie innerhalb Europas ist daher bereits im Wesentlichen gegeben. Standorte, an denen sowohl toxikologisch relevante Stoffe im Sediment, in Biota wie auch in der Wassersäule überwacht werden sollten, könnten ähnlich der in Kapitel 6.2 beschriebenen Vorgehensweise unter Zugriff auf diese Datenbanken durchgeführt werden. Neben der bereits in Kapitel 5.1 beschriebenen MarGIS-Datenbank sind hierfür v.a. die von BSH und UBA gemeinsam betriebene am Deutschen Ozeanographischen Datenzentrum installierte Meeresumweltdatenbank (MUDAB) zu nennen, in denen Messinformationen zu chemischen, physikalischen sowie auch ökotoxikologisch relevanten Variablen in der Wassersäule, im Sediment und in Biota gehalten werden⁵. Abbildung 6.3.3 zeigt z.B. die räumliche Verteilung der aus in der MUDAB abgerufenen Schwermetallgehalte und Konzentrationen organischer Stoffkomponenten in Miesmuscheln und im Sedimentporenwasser gemessen innerhalb des Zeitraums zwischen 1995 und 2000. Diese wie auch andere in der MUDAB gehaltene Daten fließen in europäische Informationssysteme ein, wie z.B. in das EMODNET (European Marine Observation and Data

⁴ <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eea-reference-grids-1> (Stand: 04.04.2013)

⁵ http://www.bsh.de/en/Marine_data/Environmental_protection/MUDAB_database/index.jsp (Stand 04.04.2013)

Network – Giorgetti et al. 2011) sowie die Datenbank des ICES⁶. Bezogen auf das Benthos ist ferner eine am AWI Bremerhaven installierte Forschungsdatenbank über das Vorkommen benthischer Arten zu nennen (Dannheim et al. in Vorbereitung), in der sowohl entsprechende Informationen zum Vorkommen wie auch Messdaten aus der sogenannten Offshore Windpark (OWP) Datenbank einfließen. Letztere beinhalten Messdaten zur benthischen Flora und Fauna sowie abiotische Daten, die in Umweltverträglichkeitsuntersuchungen von Betreibern von Windparks in der deutschen Nord- und Ostsee im Rahmen von Genehmigungsverfahren aufgenommen werden müssen.

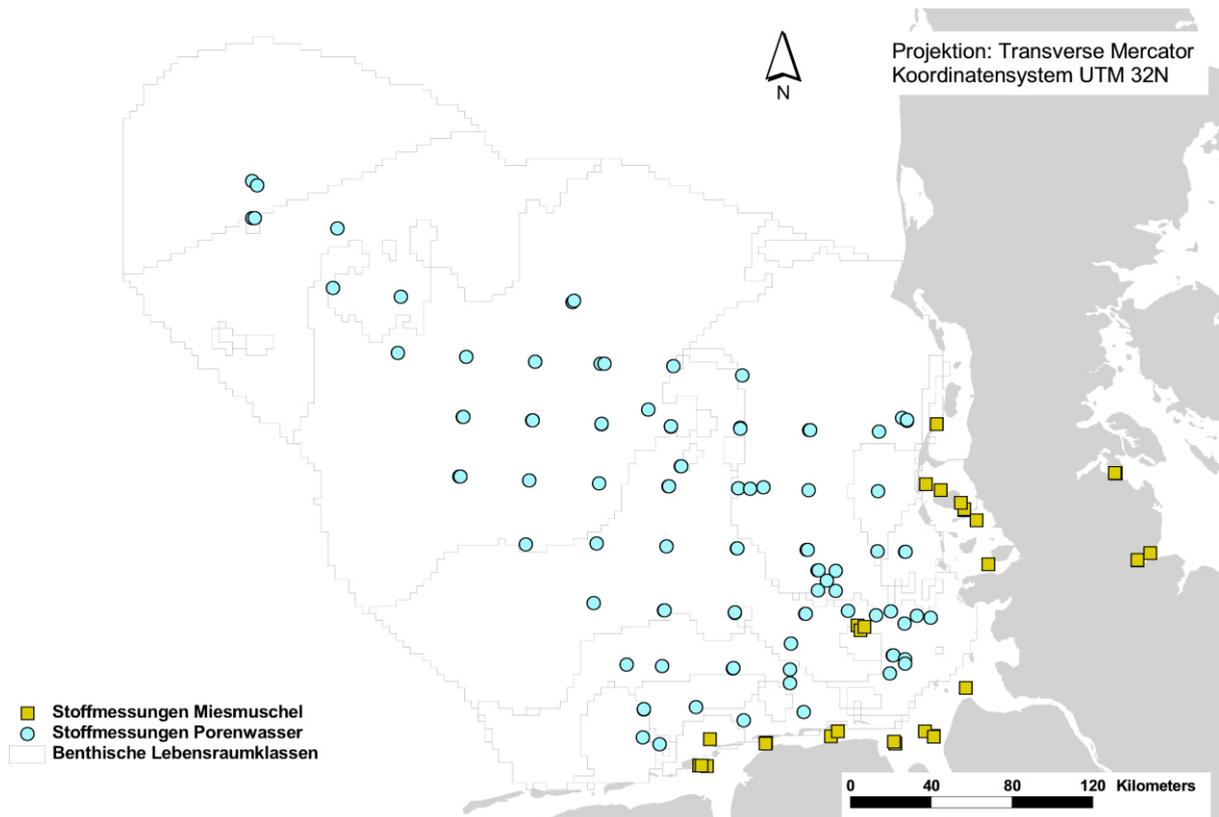


Abbildung 6.3.3: Messstandorte, an denen innerhalb des Zeitraums von 1995 bis 2000 Gehalte von Schwermetallen und organischen Stoffkomponenten in Miesmuscheln und im Sedimentporenwasser gemessen wurden (Datenquelle: BSH; eigene Darstellung)

Die in den genannten Datenbanken strukturierten biotischen und abiotischen Informationen können über eine Verschneidung mit anthropogenen Nutzungsdaten (s.u.) sowie anderen relevanten Geoinformationen (z.B. zur Meeresgrundtopographie oder zu Meeresströmungen) für integrierende Analysen mit einschlägigen statistischen Ansätzen ausgewertet werden. Ähnlich der in Kapitel 6.2 beschriebenen Vorgehensweise würden statistische Assoziationsanalysen über das Vorkommen verschiedener Arten bzw. deren räumliche Verteilung in Abhängigkeit von eingetragenen Umweltchemikalien so möglich.

⁶ <http://www.ices.dk/marine-data/data-portals/Pages/default.aspx> (Stand 04.04.2013)

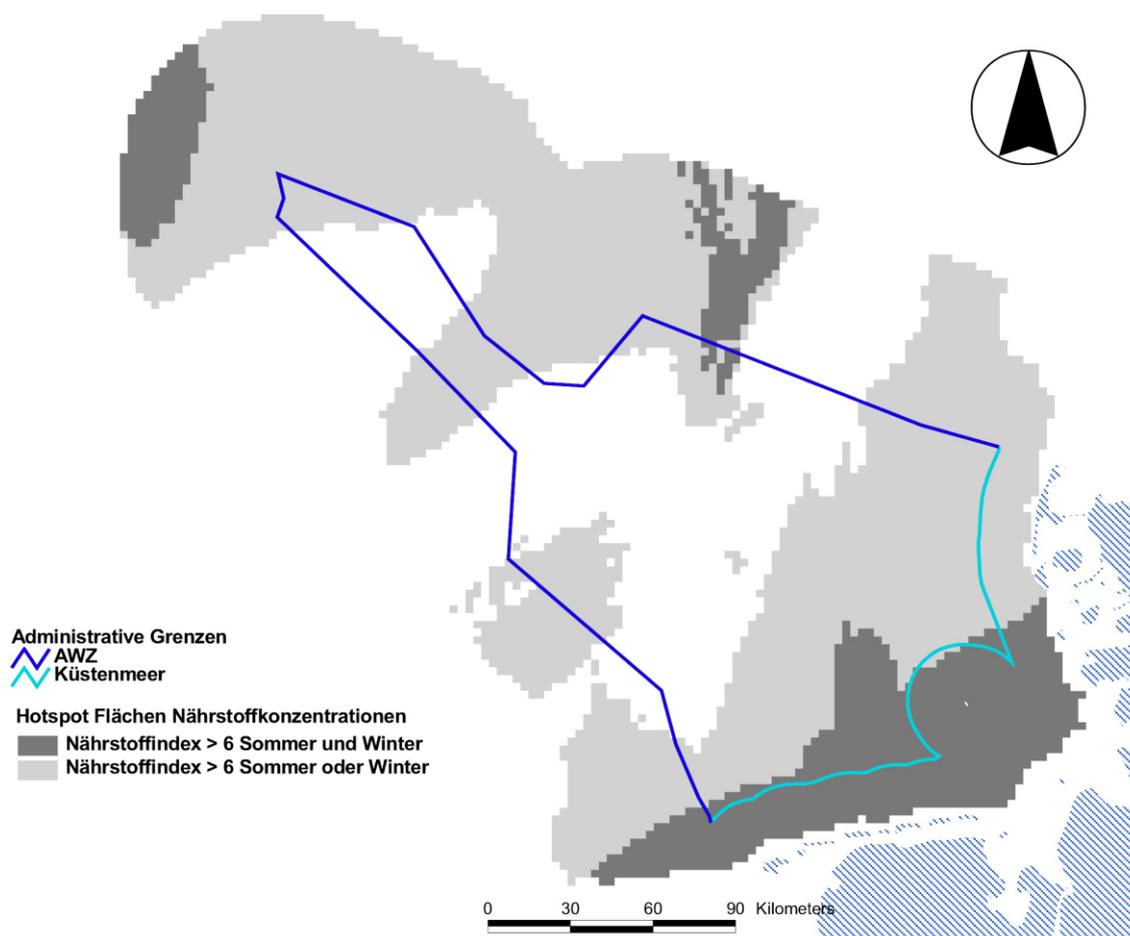


Abbildung 6.3.4: Hot Spot-Flächen für Nährstoffkonzentrationen innerhalb des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee 1995 - 2000 (links: Gesamtnährstoffindex von mindestens acht im Sommer und im Winter; rechts: Gesamtnährstoffindex von mindestens sechs im Sommer oder im Winter) (eigene Darstellung)

Hot Spots. Die flächenhaft abgeleiteten Hot Spots für die Metallbioakkumulation bildeten einen wesentlichen Baustein für die auf die Optimierung von Suffizienz und Effizienz ausgerichtete Umgestaltung des Moos-Monitoring Messnetzes 2005. Die dabei angewendete, auf Perzentilstatistik beruhende Methode lässt sich auch auf andere Arten von Umweltdaten anwenden. So zeigen Englert et al. (2007) die Ableitung eines sogenannten Frühlingsindexes aus verschiedenen Leitphasen, um klimainduzierte Veränderungen des Eintritts von Frühlingsphasen ausgewählter Pflanzenarten räumlich zu veranschaulichen. Für die Planung mariner Umweltmonitoringmessnetze wurde bereits im Kapitel 5.4 das Verfahren nach Pesch (2003) im Hinblick auf die perzentilstatistische Ableitung von Multi Element Indizes zur Berechnung eines Nährstoffindex aus den im Kapitel 5.1 beschriebenen Rasterkarten zu den Konzentrationen von Silikat, Phosphat, Nitrat und Ammonium im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee angewendet. Dies erfolgte getrennt für die Winter- und Sommermonate. Aus diesen Karten lassen sich eben-

falls Hot Spots selektieren. Die Abbildung 6.3.4 zeigt dies am Beispiel von Bereichen innerhalb der deutschen Nordsee, in denen sowohl im Winter als auch im Sommer sowie entweder im Winter oder im Sommer ein Gesamtnährstoffindex von mindestens sechs berechnet wurde. Diese Flächen können für die Priorisierung von Standorten für ein stoffbezogenes Umweltmonitoring eingesetzt werden.

Eine weitere Möglichkeit der Ausweisung von Hotspots zeigen Ranft et al. (2011) anhand einer ostsee-weiten Auswertung der Ergebnisse aus den EMEP-Modellierungen. EMEP stellt entsprechende Ergebnisse von über die Atmosphäre in marine Räume eingetragenen Schwermetallen und Stickstoffverbindungen auch für die deutsche Nordsee zur Verfügung. Hierbei handelt es sich um Modellierungen atmosphärischer Depositionen, die in einer Auflösung von 50 km x 50 km mit Hilfe von Emissionsdaten sowie atmosphärischer Transport- und Depositionsalgorithmen berechnet wurden (Ilyin & Travnikov 2005, Fagerli & Aas 2008). Auch diese Daten können für potenziell zu bevorzugende Standorte in Frage kommen und für eine integrative Analyse zwischen Stoffeinträgen und deren Anreicherung im Sediment und in Biota in marinen Systemen verwendet werden. Am Beispiel der Ostsee zeigen Ranft et al. (2011) die flächendeckende Nutzung derartiger Modellierungen, um Bereiche zu identifizieren, an denen kritische Schwellenwerte für atmosphärische Stickstoffeinträge überschritten werden.

Anthropogene Nutzungsdaten. Anthropogene Nutzungen wurden bei der Umgestaltung des Moos-Monitoring Messnetzes in Form der aus der Corine Landcover 2000 extrahierten Landnutzungsindizes für agrarische und urbane Flächennutzungen für einen 5 km Bereich um die Probenentnahmestellen berücksichtigt. Zwar existieren für den marinen Raum keine derart flächendeckend und hoch aufgelösten Informationen über die anthropogen bedingte Überprägung des Meeresgrunds. Doch werden Nutzungen wie geplante und erfolgte Installationen von Offshore-Windparks, militärische Aktivitäten, Verklappungen, Entnahmestellen für Sand- und Kiesabbau, den Schiffsverkehr, Erdöl- und Erdgaspipelines sowie Kabelverlegungen seitens des BSH in Form von Geoinformationen im Informationssystem CONTIS gehalten und auf Anfrage zur Verfügung gestellt. Die meisten der genannten Nutzungen haben einen nachhaltigen Effekt auf die am Meeresboden lebenden Organismen, wobei dies meist über die physikalische Schädigung der Sedimentstruktur bzw. der in und auf ihr siedelnden benthischen Lebenswelt erfolgt (Ranft et al. 2012). So beeinträchtigt der Abbau von Sand- und Kies die Lebensbedingungen am Meeresboden in großem Ausmaß, da es zu einem vollständigen Abtragen des Substrats und seiner spezifischen Lebensgemeinschaften kommen kann. Zudem können Sedimentverdriftungen die Substratzusammensetzung verändern und überprägen (Hermann & Krause 2000). Gleiches gilt für die vor allem während der Bauphase von Offshore-Windparks auftretenden Störungen des Meeresgrunds (Lenhart et al. 2006). Die Beeinträchtigung der benthischen Lebensbedingungen wird ferner v.a. durch

die Seefischerei beeinträchtigt. Hierzu stellen Schröder et al. (2008) flächenhafte Daten zur Fischereiiintensität bereit (Kap. 5.4). Die Karten basieren auf punktuellen Erhebungen innerhalb der deutschen AWZ der Nordsee aus dem Jahr 2006 und veranschaulichen die räumliche Verteilung des Fischereiaufwands durch Baumkurrenkutter und Scherbretttrawler. Zusammen mit der Entnahme von Sand- und Kies beeinträchtigt die Grundfischerei den Meeresboden am nachhaltigsten, da die Boden- und Sedimentstruktur durch den unmittelbaren Kontakt mit den Scherbrettern und Baumkurren zerstört und verändert wird (Fock et al. 2011).

Von den im letzten Absatz genannten Informationen sind insbesondere Daten zur Verklappung von Abfällen, zu militärischen Aktivitäten sowie zum Schiffsverkehr für ein Monitoring anthropogener Substanzen in die marine Umwelt von Bedeutung. Gefährdungen für den Meeresboden und seine Lebensgemeinschaften gehen dabei vor allem von potenziellen Schiffsunfällen und damit verbundenen Ölaustritten aus, aber auch Schadstoffemissionen und die Einschleppung invasiver Arten über das Ballastwasser wirken sich nachteilig auf die natürlichen Lebensraumbedingungen aus (BSH 2009). Belastungen für den Meeresboden durch militärische Aktivitäten entstehen vor allem durch Unterwassersprengungen und versenkte z.T. chemische Munitionsaltlasten.

Für zukünftige Messnetzplanungen sollten die vom BSH im Informationssystem CONTIS archivierten Geodaten ebenfalls bei einer Priorisierung von Messstandorten für Umweltmonitoringvorhaben berücksichtigt werden. Hierbei wäre zu differenzieren gemäß der geplanten Ausrichtung des Umweltmonitorings. Handelt es sich um ein emittentenbezogenes Monitoring, sollten Standorte vorrangig in der Nähe von potenziellen Emissionsquellen installiert werden. Soll, wie im terrestrischen Fall beim Moos-Monitoring, die Hintergrundbelastung mariner Lebensräume mit auf den Meeresboden eingetragene Stoffen überwacht werden, sollte auf ausreichend Abstand zu diesen geachtet werden.

Nachbarschaftsrepräsentanz. Zuletzt bildet die Ermittlung der raumstrukturellen Nachbarschaftsrepräsentanz den fünften Pfeiler der in den Kapiteln 6.1 und 6.2 ausgeführten bzw. im terrestrischen Raum angewendeten Planungskriterien. MNR-Karten, wie solche in den Abbildung 6.1.1 und 6.2.1, lassen sich sowohl für die räumliche Planung der Verortung von Messstationen wie auch die statistische Überprüfung eines umgestalteten Messnetzes verwenden. Der MNR bezieht sich im Sinne einer Bezugsgröße immer auf die durchschnittliche Nachbarschaft jeder Rasterzelle innerhalb eines Untersuchungsgebiets im Hinblick auf die gewählten Merkmale sowie den zugrunde gelegten Nachbarschaftsradius. Von daher ist die sinnvoll definierte Begrenzung des Untersuchungsgebiets ein wesentliches Kriterium für die Aussagekraft eines entsprechend berechneten Repräsentanzindex.

Für die Berechnung eines einer Messnetzplanung innerhalb der deutschen Nordsee zugrunde zu liegenden MNR werden im Folgenden zwei Beispielregionen ausgewählt und auf Basis der Merkmale Ton / Schluff ($< 63\mu$) und Sandfraktion ($63\mu - 2000\mu$), Bathymetrie sowie die für die Ableitung von Hotspotkarten für die Nährstoffverhältnisse am Meeresgrund zugrunde gelegten Karten zu den Gesamtnährstoffindizes für die Sommer- und Wintermonate entsprechende Karten berechnet: (1) der gesamte Bereich der erweiterten deutschen Nordsee sowie (2) einer exemplarisch gewählten benthischen Lebensraumklasse. Die Karten zu den Ton / Schluff- sowie den Sandfraktionen wurden geostatistisch für die Lebensraumkartierung berechnet (Kap. 5.2), die bathymetrische Karte entstammt der im Rahmen von MarGIS aufgebauten Geodatenbank (Kap. 5.1). Die Sedimentfraktionen sowie die Bathymetrie wurden im Vorfeld der Berechnung in jeweils zehn Perzentilgruppen klassifiziert. Die Berechnung des MNR erfolgte jeweils für das $3125\text{ m} \times 3125\text{ m}$ grobe Raster, das der benthischen Lebensraumkartierung zugrunde gelegt wurde:

- Die erste MNR-Berechnung wurde für den gesamten Bereich der deutschen Nordsee durchgeführt. Verwendet wurde ein Nachbarschaftsradius von 11,5 km, dies entspricht der geringsten räumlichen Reichweite, die mittels der variogrammanalytischen Überprüfung der Nährstoffe Silikat, Phosphat, Nitrat und Ammonium festgestellt werden konnte (Schröder et al. 2005, Anhang B.6).
- Das zweite Beispiel beschränkt sich auf die innerhalb der deutschen Nordsee gelegenen Lebensraumklasse 37, in der gemäß der Ergebnisse der CART-Analyse *Nucula nitidosa* mit 84 % die dominierende Lebensgemeinschaft darstellt (Kap. 5.3). Gründe für die Auswahl betreffen deren Lage als Übergang von den küstennäheren, inneren zu den küstenferneren, äußeren Bereichen der Deutschen Bucht. Zudem liegen die küstennäheren Bereiche dieser Raumklasse im entfernten Bereich des Mündungsgebiets der Elbe, durch die vermehrt anthropogen bedingte Stoffeinträge, wie z.B. eutrophierend wirkende Nährstoffe, in die Nordsee eingetragen werden. Nährstoffeinträge belasten den Meeresboden vor allem indirekt über sekundäre Eutrophierungseffekte und damit zusammenhängenden Sauerstoffmangelsituationen (Kemp et al. 2009). Dies führt zu Veränderungen in der Artengemeinschaft und letztlich auch des Substrats. Ebenfalls über Flüsse eingetragene Einträge toxisch wirkender Schwermetalle können gleichfalls zu nachteiligen Veränderungen in benthischen Lebensgemeinschaften führen (BfN 2006). Verwendet wurde derselbe Nachbarschaftsradius wie im ersten Beispiel.

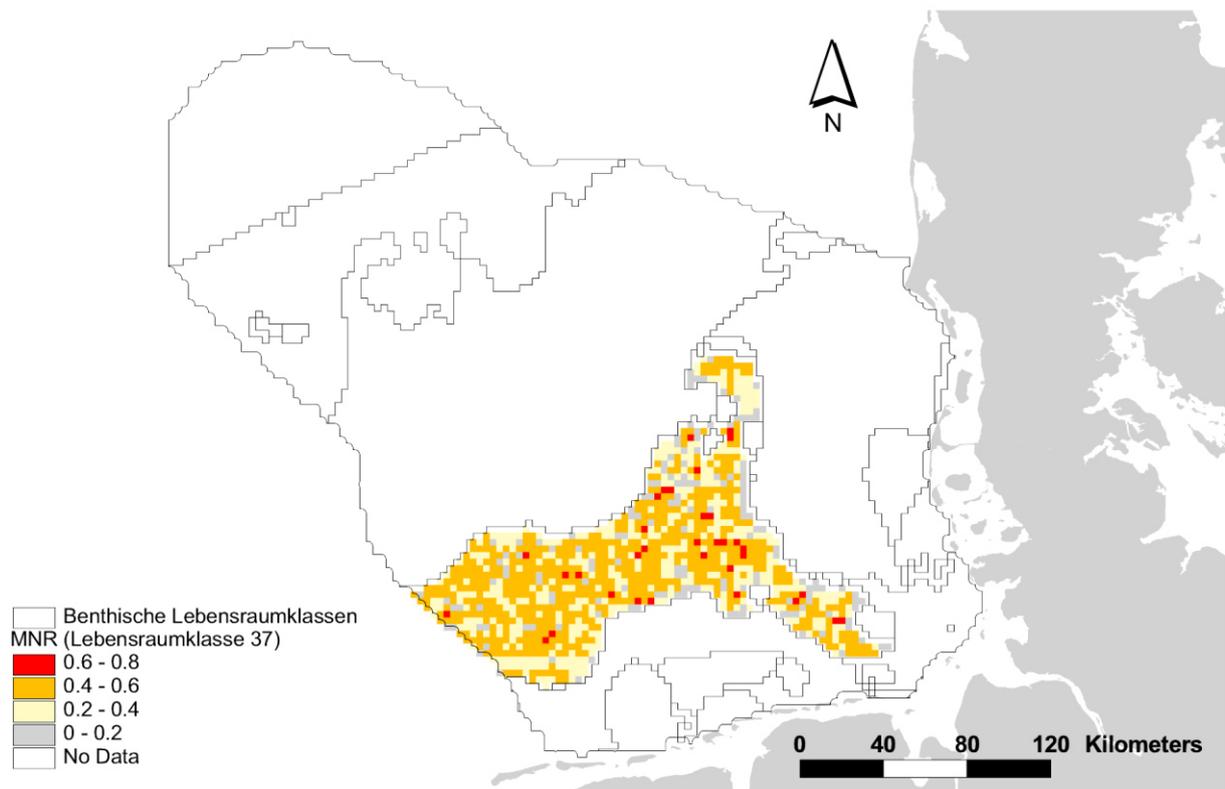
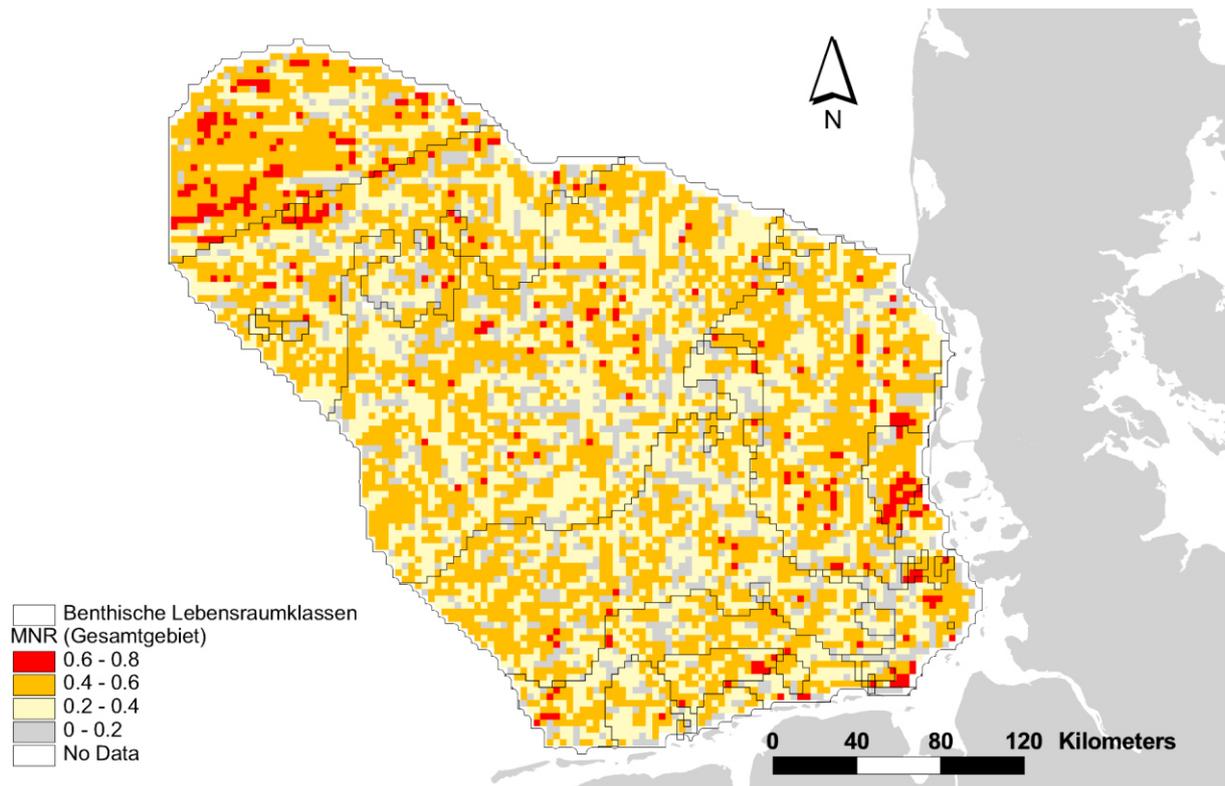


Abbildung 6.3.5: Ergebnisse der MNR Berechnung für den gesamten erweiterten Bereich der deutschen Nordsee sowie der Lebensraumklasse 37 auf Basis der Merkmale Ton / Schluff- und Sandfraktion, Bathymetrie, Gesamtnährstoffindex (Sommer und Winter) (eigene Darstellung)

Die Ergebnisse der MNR-Berechnungen ist in der Abbildung 6.3.5 dargestellt. Entsprechende Karten ließen sich auch für andere Untersuchungsräume, Merkmale und Nachbarschaftsradien berechnen. So werden in der derzeit laufenden Umsetzung der MSRL Planungsgrundlagen für die räumliche Verortung von Messstationen besonders in den Schutzgebieten nach FFH-Richtlinie benötigt. Bezogen auf die Nordsee ließen sich somit mit Hilfe des MNR geeignete Standortvorschläge unterbreiten.

Anwendungsbeispiel. Wie der MNR zusammen mit den per Gesamtnährstoffindex ausweisbaren Hot-spot-Flächen für eine landschaftsökologisch repräsentative Verortung von Monitoring-Stationen im erweiterten Bereich der deutschen Nordsee verwendet werden kann und in welcher Hinsicht statistische und geostatistische Ansätze dazu dienen können, daraus resultierende Messpunktverteilungen zu vergleichen, soll im Folgenden exemplifiziert werden. Für die vorliegende Fallstudie wurden dazu die im MarGIS-Vorhaben in der Messdatenbank strukturierten Informationen verwendet. Ausgewählt wurde dabei die im Kapitel 5.2 geostatistisch analysierte Verteilung der an 247 Standorten gemessenen bodennahen Phosphatkonzentrationen in den Sommermonaten der Jahre 1995 bis 2000 (Abb. 6.3.6). Die hier vorgestellte Methodik zur Ausdünnung einer gegebenen Messdatenverteilung bei gleichzeitiger Verbesserung der Effizienz und Wahrung der Suffizienz kann aber in der dargestellten Form auch auf andere Messdatenkonfigurationen übertragen werden.

Als quantitative Vorgabe wurde eine Reduzierung der Messstandortanzahl um ca. 50% auf 124 Standorte beispielhaft gewählt. Diese Auswahl entspricht keiner statistisch begründeten Vorgehensweise, sondern erfolgte willkürlich. Möglichkeiten der Ableitung einer aus statistischen Gesichtspunkten sinnvollen Anzahl von Messorten innerhalb eines Untersuchungsgebiets kann z.B. mittels der sogenannten Mindestprobenanzahl erfolgen (Garten et al. 2007; Qui et al. 2001). Diese definiert sich als Quotient zwischen dem Produkt der Standardabweichung der Messwerte multipliziert mit 1,96 und dem Produkt von Mittelwert und einer vorgegebenen Fehlertoleranz (z.B. 0,2 bzw. 20%) zum Quadrat. Als Ergebnis liefert die Formel eine Anzahl von Messstandorten, die zur Ermittlung eines statistisch validen Mittelwerts unter Berücksichtigung der gewählten Fehlertoleranz gerade noch ausreicht. Wendet man die Formel beispielsweise auf die derart transformierten Phosphatkonzentrationen an, so ergibt sich eine Mindestprobenanzahl von ca. $n = 32$. Da die Formel sowohl den Mittelwert als auch die Standardabweichung berücksichtigt und zudem eine starke Rechtsschiefe in der Messdatenverteilung der Phosphatkonzentrationen festgestellt wurde ($= 1,76$), wurden die Daten im Vorfeld der Berechnung lognormal transformiert. Da eine derart niedrige Anzahl von Messdaten für die statistischen und geostatistischen Berechnungen problematisch sein kann, wurde die Ausdünnung der Messorte auf ca. 50% beschränkt.

Die Testung alternativer Standortzahlen, die unter statistischen und / oder meereswissenschaftlichen Gesichtspunkten sinnvoll sein können, werden weiter unten diskutiert und in den Ausblick gestellt.

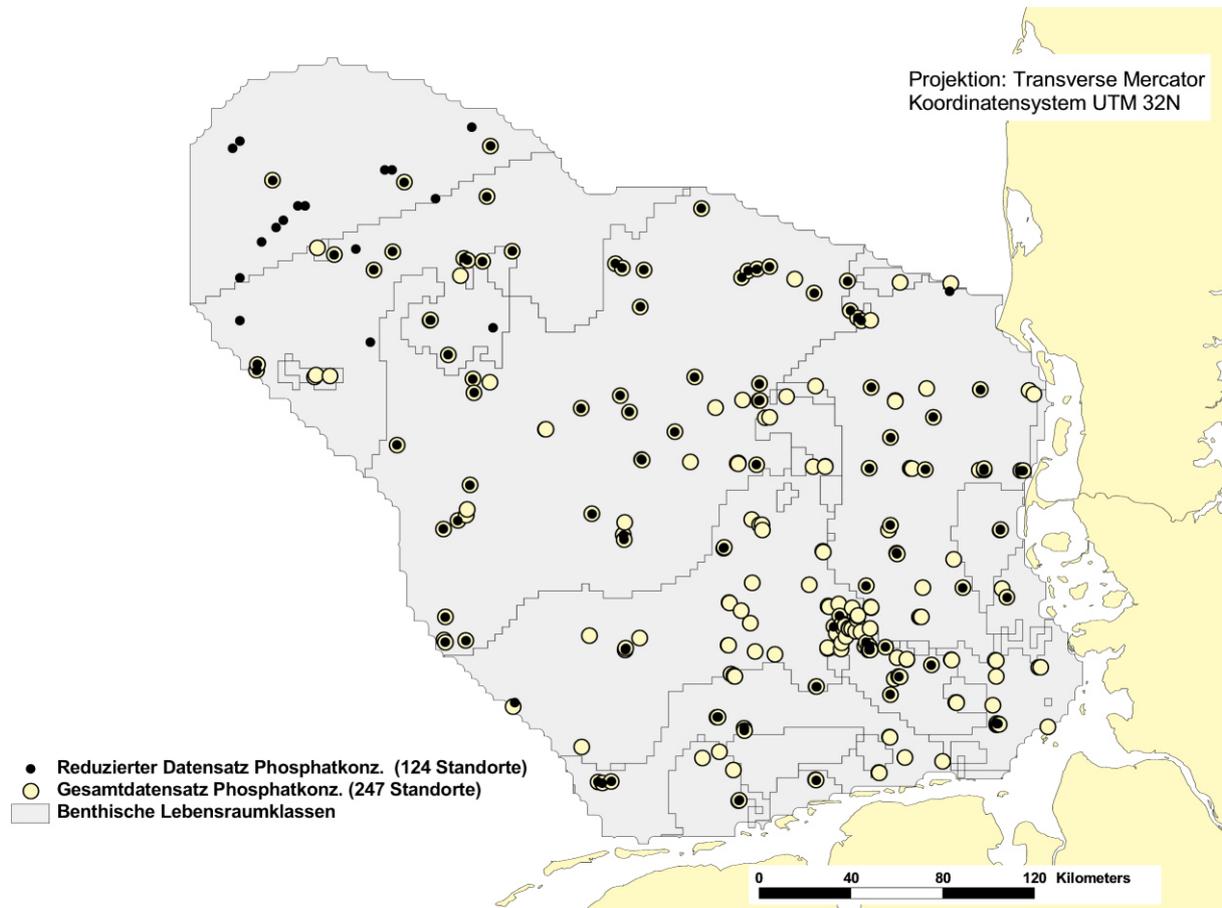


Abbildung 6.3.6: Messdatenverteilung Phosphatkonzentrationen in der bodennahen Wassersäule (Gesamtdatensatz: graue Punktsymbole; um ca. um 50% reduzierter Datensatz: schwarze Punktsymbole) (eigene Darstellung)

Das im Folgenden beschriebene, zur Identifizierung von 124 landschaftsökologisch repräsentativen Standorten im Untersuchungsgebiet (hier: des um 60 km gepufferten Bereichs der deutschen Nordsee) gewählte Umgestaltungskonzept gliedert sich in die folgenden Teilabschnitte:

- (1) Bestimmung der landschaftsökologisch repräsentativen Grobverortung von 124 Standorten basierend auf den in Kapitel 5.3 beschriebenen zehn benthischen Lebensraumklassen;
- (2) Abgleich der ermittelten Grobverortung mit den innerhalb der benthischen Lebensraumklassen vorliegenden Messstandorten zu Phosphatkonzentrationen in der unteren Wassersäule in den Sommermonaten im Zeitraum 1995 bis 2000 (Abb. 6.3.6);
- (3) Bei ermittelter Überbelegung der entsprechenden Lebensraumklassen: Ausdünnung gemäß dreistufiger Prioritätenliste: A. niedrige Ausprägung des MNR (Basis: MNR-Karte zu den Merkmalen Ton / Schluff- und Sandfraktion, Bathymetrie, Gesamtnährstoffindex (Sommer und Winter) – Abb.

6.3.5 oben), B. niedriger Gesamtnährstoffindex Sommer (Abb. 5.4.1 oben) sowie C. niedrige gemessene Phosphatkonzentrationen;

- (4) Bei Unterbelegung der entsprechenden Lebensraumklassen: Ergänzung um Standorte gemäß Prioritätenliste: A. Rasterzellen mit hohen MNR-Ausprägungen (Basis: MNR-Karte zu den Merkmalen Ton / Schluff- und Sandfraktion, Bathymetrie, Gesamtnährstoffindex (Sommer und Winter) – Abb. 6.3.5 oben), B. hoher Gesamtnährstoffindex Sommer (Abb. 5.4.1 oben);
- (5) Vergleich der ermittelten Standortkonfiguration mit der vollständigen Standortverteilung im Hinblick auf Nachbarschaftsstruktur und Gesamtnährstoffindex;
- (6) Deskriptiv-statistische und inferenz-statistische Überprüfung der ermittelten Messwertverteilung im Vergleich zu der vollständigen Messdatenkollektiv sowohl für den gesamten Untersuchungsraum, als auch für die zehn benthischen Lebensraumklassen;
- (7) Geostatistische Überprüfung der ermittelten Standortkonfiguration im Vergleich zu der vollständigen Messdatenverteilung im Hinblick auf räumliche Autokorrelation, Schätzgüte und Interpolationsergebnis.

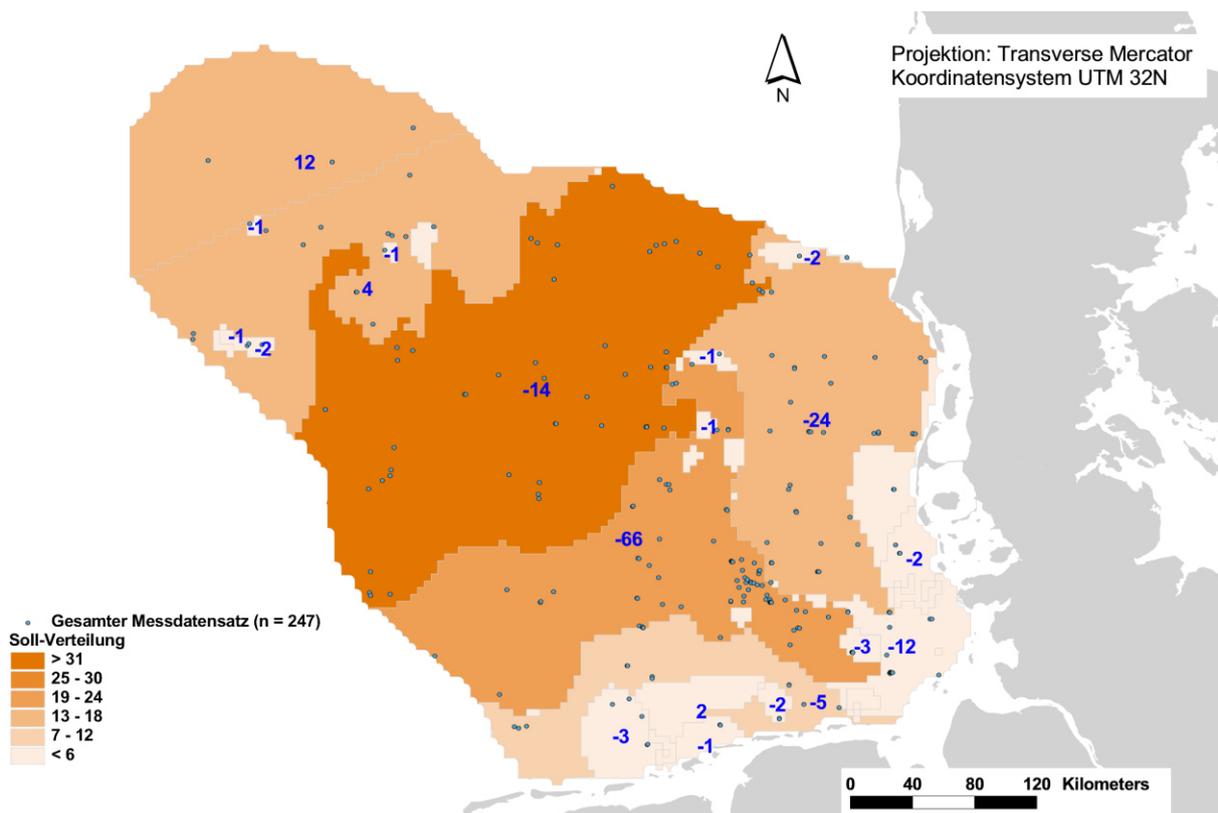


Abbildung 6.3.7: Bestimmung der landschaftsökologisch repräsentativen Verteilung von 124 Messorten innerhalb des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee (eigene Darstellung)

Die Abbildung 6.3.7 zeigt das Ergebnis der Bestimmung der landschaftsökologisch repräsentativen Grobverteilung der 124 Standorte für die durch die benthische Lebensraumkarte abgebildeten zehn Lebensraumklassen. Im Vergleich zu der Vorgehensweise von Schröder et al. (2001) erfolgte hierbei die Bestimmung der häufigkeitsstatistischen Landschaftsrepräsentanz nicht für die Lebensraumklassen insgesamt, sondern für die durch die Lebensraumkarte abgebildeten Einzelpolygone. Dies ist notwendig, da die benthischen Lebensraumklassen z.T. aus mehr als einem Polygonobjekt bestehen. Zudem dargestellt in der Abbildung 6.3.7 sind die im Vergleich zum gesamten Messdatensatz zu ergänzenden (positives Vorzeichen) sowie zu reduzierenden (negatives Vorzeichen) Standorte innerhalb der benthischen Lebensraumstrukturen (fett markiert). Zusammenfassend zeigen sich bis auf zwei Polygone nur Unterbelegungen, in den restlichen Fällen sind zu viele Standorte in den Lebensraumpolygonen enthalten. Die dadurch notwendige Ergänzung bzw. Ausdünnung erfolgte nun gemäß der in den Punkten (3) und (4) beschriebenen Art und Weise. Das Ergebnis des aus dieser Vorgehensweise resultierenden Messnetzes zeigt die Abbildung 6.3.6 (schwarze Punktsymbole).

Der Vergleich der ermittelten neuen 124 mit den ursprünglichen 247 Messpunkten erfolgt im Folgenden im Hinblick auf Nachbarschaftsstruktur, Hotspotkriterien für Nährstoffkonzentrationen im unteren Bereich der Wassersäule sowie anhand von statistischen und geostatistischen Kriterien. Bezogen auf die Landschaftsrepräsentanz zeigt die 124 Standorte umfassende Messwertverteilung aufgrund der gewählten Vorgehensweise ohnehin eine optimale räumliche Verteilung im Untersuchungsgebiet. Hinsichtlich nachbarschaftsstruktureller Gesichtspunkte liegen keine signifikanten Unterschiede vor, denn die anhand von GIS-Verschneidung ermittelte MNR-Verteilung zeigt gar eine signifikant erhöhte Nachbarschaftsrepräsentanz des neuen gegenüber dem alten Messnetz (247 Standorte: Median = 0,39; 124 Standorte: Median = 0,48; $p < 0,05$; Mann & Whitney U-Test). Im Hinblick auf Hotspots für die Nährstoffkonzentration in der unteren Wassersäule zeigen sich leichte, aber keine signifikanten Abweichungen (247 Standorte: Median = 0,53; 124 Standorte: Median = 0,5; $p > 0,05$; Mann & Whitney U-Test).

Das Ergebnis der deskriptiv- und inferenz-statistischen Überprüfung der ermittelten Messwertverteilung im Vergleich zum vollständigen Messdatenkollektiv zeigt die Tabelle 6.3.1. Dargestellt sind pro benthische Lebensraumklasse und für den gesamten Untersuchungsraum die 10., 50., 90. Perzentile sowie Minimum und Maximum. Ferner aufgeführt ist der über den Mann & Whitney U-Test ermittelte p-Wert für all diejenigen Vergleichspaare, in denen dem Vergleich in beiden Fällen mindestens 10 Standorte zugrunde gelegt werden konnten. Festzuhalten ist, dass sich die Mediane der verglichenen Messwertverteilungen nicht stark voneinander unterscheiden, dies wird auch untermauert durch die Ergebnisse der U-Tests. In keinem Fall liegen bei einem Signifikanzniveau von 0,1 signifikante Abwei-

chungen vor, auch wenn die Stichprobenvergleiche auf z.T. sehr niedrigen Fallzahlen beruhen. Z.T. deutliche Abweichungen sind bei den Minima und Maxima festzustellen. Dies ist besonders bei den Raumklassen 32 und 35 der Fall.

Lebensraumklasse		Anzahl	Median	Minimum	Maximum	p*
Raumklasse 23: <i>Amphiura filiformis</i> (89 %)	Reduziert	37	0,24	0,13	0,65	0,83
	Gesamt	53	0,22	0,12	0,65	
Raumklasse 27: <i>Bathyporeia tellina</i> (85 %), <i>Amphiura filiformis</i> (10 %)	Reduziert	17	0,23	0,11	0,61	1,00
	Gesamt	13	0,29	0,11	0,61	
Raumklasse 28: Zentrale Nordsee (100 %)	Reduziert	15	0,77	0,29	1,02	not calculated
	Gesamt	3	0,79	0,77	0,83	
Raumklasse 32: <i>Goniadella spisula</i> (30 %), <i>Tellina fabula</i> (30 %)	Reduziert	6	0,92	0,50	1,45	not calculated
	Gesamt	24	0,78	0,19	2,77	
Raumklasse 33: <i>Goniadella spisula</i> (93 %)	Reduziert	2	0,64	0,60	0,67	not calculated
	Gesamt	2	0,64	0,60	0,67	
Raumklasse 34: <i>Macoma balthica</i> (100 %)	Reduziert	1	0,56	0,56	0,56	not calculated
	Gesamt	3	0,56	0,27	0,57	
Raumklasse 35: <i>Tellina fabula</i> (83 %), <i>Goniadella spisula</i> (12,5 %)	Reduziert	25	0,21	0,00	0,44	0,27
	Gesamt	55	0,25	0,04	1,09	
Raumklasse 37: <i>Nucula nitidosa</i> (84 %)	Reduziert	21	0,32	0,00	0,54	0,49
	Gesamt	86	0,28	0,09	0,60	
Gesamtes Untersuchungsgebiet	Reduziert	124	0,31	0,00	1,45	0,55
	Gesamt	247	0,28	0,04	2,77	

* Lag das Anzahl an verglichenen Standorten in einem von zwei Fällen unterhalb von 10, wurden keine p-Werte berechnet.

Tabelle 6.3.1: Vergleich statistischer Perzentile sowie Minimum und Maximum zwischen der Messdatenverteilung zu den Phosphatkonzentrationen mit 247 Standorten und mit 124 Standorten bezogen auf die benthischen Lebensraumklassen und das gesamte Untersuchungsgebiet

Für den geostatistischen Vergleich wurden beide Messwertverteilung mittels Variogrammanalyse auf räumliche Autokorrelation überprüft, diese unter Berücksichtigung eventueller Anisotropien modelliert und das daraus resultierende Variogrammmodell zur räumlichen Interpolation der jeweiligen Messwertverteilungen angewendet. Bei der ausgedünnten Messdatenverteilung lagen für 16 der 124 Standorte keine Messdaten vor, da in einigen Raumklassen Ergänzungen anhand der Ausprägung des MNR und des Gesamtnährstoffindex für die 3125 m x 3125 m großen Rasterzellen vorgenommen werden mussten. Dort, wo dies der Fall war, wurden aus der geostatistisch berechneten Schätzkarte des Gesamtdatensatzes entsprechende Angaben abgegriffen und in die Analysen integriert. Im Vergleich zu den im Kapitel 5.2 ausgeführten geostatistischen Analysen erfolgte hier aufgrund der starken Rechtsschiefen der beiden Verteilungen (247 Standorte: 1,67; 124 Standorte: 1,87) in Anlehnung an Webster & Oliver (2001) eine Lognormaltransformation der Rohdaten. Ferner wurde die vorliegende räumliche Drift der Daten mittels einer polynomischen Transformation zweiter Ordnung modelliert und von den Rohdaten abgezogen. Variogrammanalyse und Kriging erfolgten somit unter Verwendung lognormaltransformierter, trendbereinigter Daten (Universal Lognormal Kriging). Für beide Messwertverteilungen wurden zudem Kreuzvalidierungen durchgeführt und die ME und MPE miteinander verglichen. Schließlich wurden die mittels Universal Lognormal Kriging interpolierten Karten optisch und mittels Differen-

zenkartenberechnung auf Unterschiede in der räumlichen Struktur der Phosphatkonzentrationen abgeglichen.

Die Ergebnisse dieses Vorgehens lassen sich folgendermaßen zusammenfassen: Die den Karten zugrundeliegenden Variogrammanalysen sind in den Abbildungen 6.3.8 und 6.3.9 aufgeführt. Als experimentelle Semivarianzen sind die über die Variogrammkartenmethode berechneten Semivarianzen (binned semivariance – gelbrote Punkte) dargestellt. Für beide Messwertverteilungen wurde, wie in Kapitel 5.2 beschrieben, der mittlere Abstand jedes Punktes zu seinem jeweils nächsten Nachbarn als Anhaltspunkt für die Wahl der Distanzintervalle gewählt, resultierend in einem Intervall von 4270 m für das gesamte Datenkollektiv sowie 8367 m für den ausgedünnten Datensatz. Die über automatische Anpassung an die experimentellen Semivarianzen angepassten sphärischen Modellvariogramme zeigen in beiden Fällen eine ausgeprägte räumliche Autokorrelation der lognormaltransformierten trendbereinigten Messwerte (Residuen) auf. So liegt das Nugget / Sill Verhältnis in beiden Fällen bei knapp 0,3 (124 Standorte: 0,28; 247 Standorte: 0,32). Auch die aus der Kreuzvalidierung extrahierten ME unterscheiden sich nur geringfügig (124 Standorte: 0,005; 247 Standorte: -0,006), bezüglich der MPE zeigt das neue Messnetz sogar eine um ca. 10% bessere Schätzqualität auf (124 Standorte: ME =14,2; 247 Standorte: 24,5%). In beiden Fällen konnten keine klaren Anisotropien in den Variogrammkarten festgestellt werden.

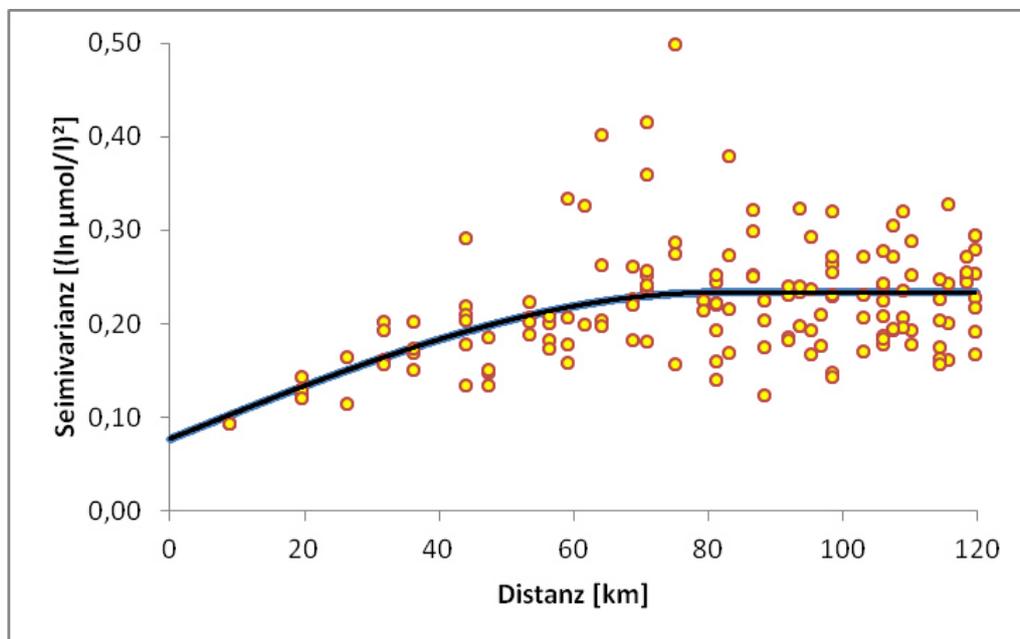


Abbildung 6.3.8: Variogrammanalyse Messdatenverteilung Phosphatkonzentrationen in der bodennahen Wassersäule von 274 Standorten (Gelbrote Punkte: experimentelles Semivariogramm; schwarze Linie: sphärisches Modellvariogramm mit folgenden Kenngrößen: Range = 88,27 km; Nugget = 0,076 (ln µmol/l)²; Sill = 0,24 (ln µmol/l)²) (eigene Darstellung)

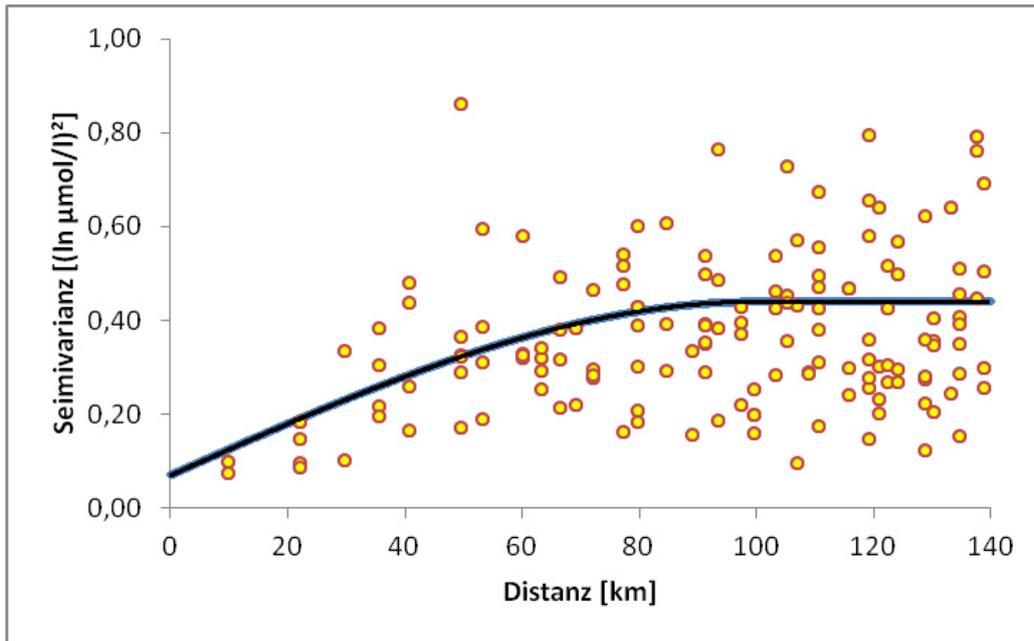


Abbildung 6.3.9: Variogrammanalyse Messdatenverteilung Phosphatkonzentrationen in der bodennahen Wassersäule von 124 Standorten (Gelbrote Punkte: experimentelles Semivariogramm; schwarze Linie: sphärisches Modellvariogramm mit folgenden Kenngrößen: Range = 89,41 km; Nugget = 0,08 (ln µmol/l)²; Sill = 0,29 (ln µmol/l)²) (eigene Darstellung)

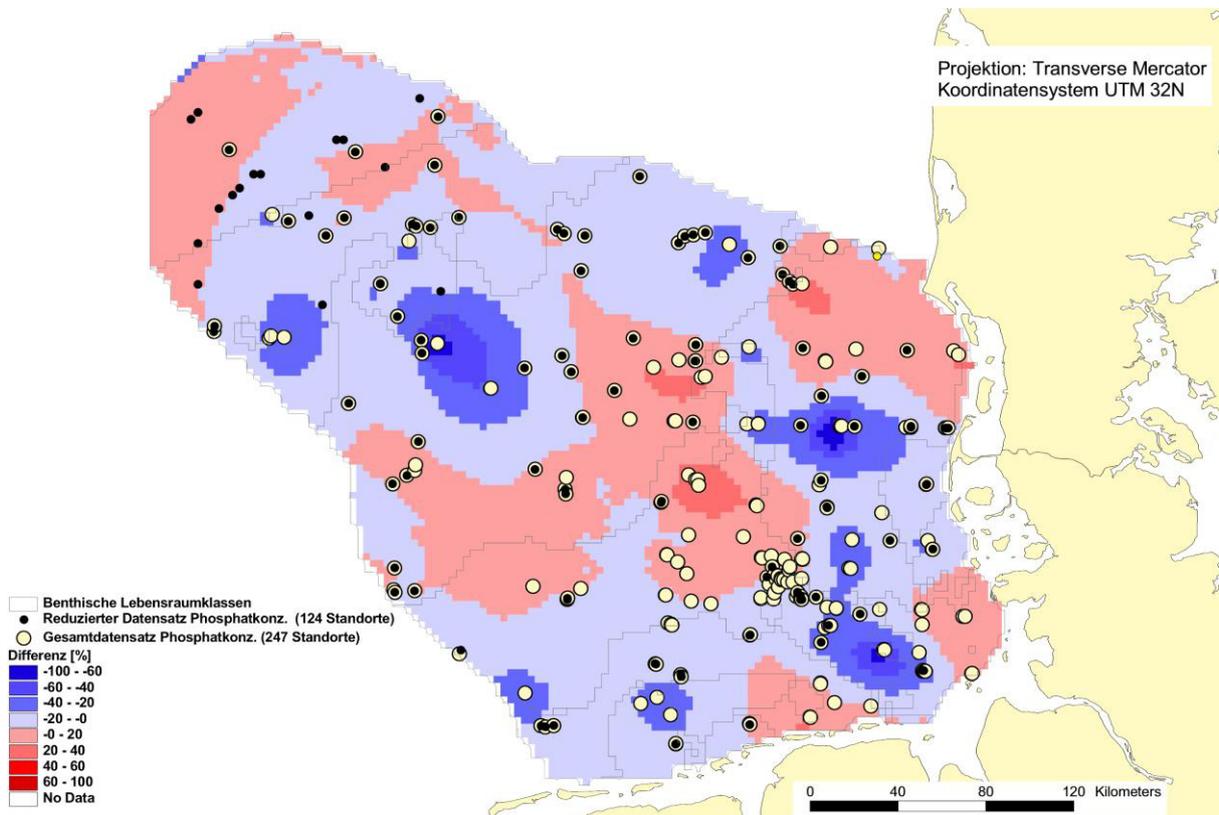


Abbildung 6.3.10: Prozentuale Differenz der mittels Universal Lognormal Kriging berechneten Karten zur Phosphatkonzentration in der bodennahen Wassersäule (Sommermonate 1995 bis 2000) basierend auf 247 und 124 Standorten (eigene Darstellung)

Die Abbildung 6.3.10 zeigt ferner eine über Rasterkalkulation aus diesen abgeleitete prozentuale Differenzenkarte ($\text{Differenz [\%]} = \frac{[\text{Rasterkarte Reduzierter Datensatz}] - [\text{Rasterkarte Gesamter Datensatz}]}{[\text{Rasterkarte Gesamter Datensatz}]} * 100$). Es zeigen sich im Wesentlichen ähnliche räumliche Strukturen, denn für ca. 90% der Fläche des Untersuchungsgebiets treten lediglich Abweichungen unterhalb von 20% auf. Allerdings treten in einigen benthischen Lebensraumklassen z.T. hohe prozentuale Abweichungen auf. Dies ist besonders bei den Raumklassen 35 (Maximale Abweichung = 83%; Mittlere Abweichung = 12%), 23 (Maximale Abweichung = 68%; Mittlere Abweichung = 10%), 38 (Maximale Abweichung = 58%; Mittlere Abweichung = 24%) sowie 37 (Maximale Abweichung = 58%; Mittlere Abweichung = 11%) der Fall.

Fazit. Die im terrestrischen Umweltmonitoring entwickelten Planungskriterien zur aus landschaftsökologischer Sicht sinnvollen Verortung von Messtandorten konnte in Kapitel 6.3 am Beispiel der Nordsee auf den marinen Raum angewendet werden. Dabei war die Übertragung v.a. abhängig von den zur Verfügung stehenden Geodaten. Insgesamt gesehen ist der Meeresgrund nicht derart flächendeckend und hochaufgelöst kartiert, wie dies im terrestrischen Bereich der Fall ist. Dies betrifft v.a. Informationen zu anthropogenen Nutzungen, die den wesentlichen Unterschied in der Anwendbarkeit der in Kapitel 6.1 gelisteten Planungskriterien im marinen Bereich darstellen. So liegen für den terrestrischen Bereich mit der Corine Landcover 1990, 2000 und 2006 geeignete Landbedeckungskarten für Deutschland vor. Diese werden ergänzt durch höher aufgelöste Landnutzungskartierungen, wie solche des Amtlichen Topographischen Informationssystems (ATKIS). Für den marinen Raum existieren keine derartig hoch aufgelösten Informationen. Die zur Verfügung stehenden Daten aus dem Informationssystem CONTIS bilden anthropogene Nutzungen am Meeresgrund nicht in vergleichsweiser Art und Weise ab.

Auf der anderen Seite existieren v.a. im Hinblick auf die Datenhaltung im marinen Bereich durchaus Vorteile im Vergleich zum terrestrischen Sektor, da medienübergreifende marine Umweltdatenbanken bereits eingerichtet und laufend aktualisiert werden. Weitere Optimierungen der zwischen Bund und Ländern harmonisierten Datenhaltung finden derzeit ferner im Rahmen der Umsetzung der marinen Dateninfrastruktur Deutschland (MDI-DE) statt (Lehfeldt & Melles 2011). Die zentrale Datenhaltung im marinen Bereich kommt v.a. den in Kapitel 6.1 beschriebenen Planungsaspekten Zeitreihenkriterien und Messnetzintegration zugute, da die entsprechenden Informationen aus einer bestehenden Datenbank, wie z.B. der MUDAB, abgerufen und direkt verwertet werden können. Zieht man einen Vergleich zu der im Rahmen des Moos-Monitoring implementierten webbasierten *MossMet* Datenbank (Kleppin et al. 2007, 2008b; Pesch et al. 2007a), so enthält diese Datenbank nur Informationen aus dem Moos-

Monitoring, weitere für atmosphärische Stoffeinträge wichtige Datengrundlagen mussten erst im Laufe des Moos-Monitorings 2005 zusammengetragen und mit dem Moos-Monitoring Messnetz verknüpft werden. Eine laufende Aktualisierung der Kopplung der diversen Datenbanken (z.B. zu dem ICP Level II Programm) ist dabei noch nicht vorgesehen.

Die Bestimmung der Landschaftsrepräsentanz eines Messnetzes bildete für das gewählte Anwendungsbeispiel ein wesentliches Planungskriterium für die Verortung von Umweltmessstationen innerhalb des erweiterten Bereichs der deutschen Nordsee. Hierfür wurde die in Kapitel 5.3 beschriebene benthische Lebensraumkarte verwendet, auch wenn zu deren Ableitung nicht die aktuellsten Daten, v.a. hinsichtlich der sedimentologischen Gegebenheiten am Meeresgrund Verwendung finden konnten. Ungeachtet der verwendeten räumlichen Referenz muss auch das Konzept der häufigkeitsstatistischen Landschaftsrepräsentanz kritisch beleuchtet werden. So wurde bislang jede benthische Lebensraumklasse bei der Ermittlung der aus landschaftsökologischer Sicht optimalen Anzahl von Standorten gleich gewichtet, d.h. gemäß der biotischen und abiotischen Verhältnisse heterogene Regionen wurden mit solchen, in denen eher homogene Verhältnisse auftauchen gleich behandelt. Dies ist vor dem Hintergrund der Erfassbarkeit der räumlichen Struktur der entsprechenden Standortbedingungen v.a. aus naturschutzfachlicher Sicht diskussionswürdig. Regionen mit heterogenen Sedimentstrukturen, wie solche innerhalb der FFH-Gebiete Sylter Außenriff und Borkum-Riffgrund sollten daher im Hinblick auf die dort zu implementierende Anzahl von Messtandorten höher gewichtet werden als Regionen mit homogenen Sedimentverteilungen (z.B. das FFH-Gebiet Doggerbank). Ferner können Informationen und Einschätzungen zur Gefährdung der kartierten benthischen Lebensgemeinschaften bzw. die sie charakterisierenden Indikatorarten in die Wichtung der Lebensraumklassen einfließen. So sind nach Heibges & Hüppop (2000) in der Lebensgemeinschaft *Gonidella spisula* mehrere Rote-Liste-Arten vertreten (*Spisula solida*, *Spisula elliptica*, *Ensisensis* – eingestuft in die Kategorie 3, gefährdet). Gleiches gilt insgesamt für die Lebensgemeinschaft *Tellina fabula*. Derartige Erkenntnisse sollten in Zukunft in das Konzept der Landschaftsrepräsentanz einfließen. Die Unterschiedlichkeit der räumlichen Heterogenität sollte auch bezüglich der Ermittlung der Nachbarschaftsrepräsentanz berücksichtigt werden. Als heterogen oder homogen identifizierte Gebiete sollten hinsichtlich ihrer Nachbarschaftsstruktur weitgehend unabhängig voneinander analysiert werden. Auch sollte geprüft werden, in wieweit zur Ermittlung von Nachbarschaftsindizes alternative Eingangsvariablen verwendet werden sollten (wie z.B. alternative Sedimentkarten, Karten zur physikalischen Beanspruchung des Meeresgrunds).

Unabhängig von den in Kapitel 6.1 vorgestellten Planungskriterien sollte geprüft werden, inwieweit die aus der Literatur dokumentierten Planungskonzepte zur Optimierung der räumlichen Verortung von

Umweltmessstationen mit diesen kombiniert werden könnten. So streben andere in der Forschungsliteratur dokumentierte Konzepte räumlich statistische, meist geostatistischen Varianzkriterien für die Wahl räumlich optimal verorteter Messnetzkonfigurationen an (Boer et al. 2002; Calori et al. 1994; Di Zio et al. 2004; Modak & Lohani 1985). Zur Auswahl einer geeigneten Messnetzkonfiguration sollte ferner v.a. der statistischen Überprüfung der räumlichen Auflösung der Messpunkte im Raum Beachtung geschenkt werden. Neben der weiter oben erwähnten Wahl einer statistisch gewählten Mindestprobenanzahl sollten dabei auch verschiedene räumliche Skalen durch Messnetzkonfigurationen abgebildet werden und es sollte geprüft werden, ab welcher räumlichen Auflösung die räumliche Struktur eines gewählten Merkmals (z.B. Phosphatkonzentrationen in der Wassersäule) gerade noch identifiziert werden kann.

Als Fazit kann somit festgehalten werden, dass die hier vorgestellte Anwendung der sieben Planungskriterien Landschaftsrepräsentanz, zeitliche Trendaspekte, Messnetzintegration, Berücksichtigung anthropogener Nutzungsdaten, Nachbarschaftsrepräsentanz und Hotspotkriterien sowie Überprüfung der (geo)statistischen Aussagekraft im marinen Bereich zwar anwendbar, aber methodisch gesehen ausbaufähig sind.

7 Schlussbetrachtung

Benthische Lebensräume in Nord- und Ostsee werden in immer größerem Ausmaß von anthropogenen Eingriffen wie dem Fischfang, dem Bergbau, der Baggergutverklappung, der Installation von Pipelines und Kabeltrassen sowie auch von Offshore-Windparksanlagen beeinflusst (SRU 2004). Aufgrund dieses hohen und weiter anwachsenden Nutzungsdrucks wird die räumliche Erfassung benthischer Lebensräume als Grundlage für die Ausweisung von Schutzgebieten sowie als räumliche Bewertungsgrundlage für den Naturschutz und die ökologische Bewertung anthropogener Eingriffe dringend benötigt. Die Bundesrepublik Deutschland ist in internationalen Abkommen dazu verpflichtet, seltene und bedrohte Biotope der Nord- und Ostsee zu ermitteln und nachhaltig zu bewirtschaften (BGBL 1994a, b). Aktuell bildet für die EU-Mitgliedsstaaten dabei die MSRL einen administrativen Ordnungsrahmen, nach der eine umweltgerechte Bewirtschaftung der europäischen Meere umgesetzt und so die Erlangung eines GES bis 2020 angestrebt werden soll. Mit der Richtlinie erhöhen sich die Anforderungen an die marine Raumplanung und die Überwachung des Zustands der marinen Gewässer in Europa. Neben einer Anfangsbewertung der Meeresgebiete sowie der darauf aufbauenden Festlegung des GES anhand abiotischer und biotischer Merkmale und der Festlegung von Umweltzielen sollen auch Maßnahmen zur Erreichung dieser Ziele umgesetzt werden. Der Erfolg dieser Maßnahmen soll durch eine Überwachung des Zustands der Meeresgebiete begleitet werden. Entsprechende Monitoring-Programme sind daher notwendig, um eine laufende Bewertung des Umweltzustands der Meerestgewässer anhand chemisch-physikalischer und biologischer Merkmale zu ermöglichen.

Maßnahmen zur Erlangung und Überwachung des GES sollten stets naturräumlich differenziert erfolgen. Daher sind Geodaten zur Abgrenzung von Lebensraumstrukturen am Meeresgrund auf unterschiedlichen räumlichen Skalen notwendig. Dies gilt v.a. für die ökotoxikologische Bewertung von Stoffeinträgen nach dem PEC- / PNEC-Ansatz, denn die Wirkungen von Stoffen hängen nicht nur von deren physikochemischen Eigenschaften ab, sondern auch von den abiotischen Merkmalen und den Biozöosen der exponierten Lebensräume (Fränze & Jensen 2000). Werden kritische Schwellenwerte für den Eintrag entsprechender Stoffgruppen naturräumlich differenziert definiert (in Form von PNEC), so lassen sich auf Basis von Umweltmessungen zur Exposition der belebten Umwelt (PEC) Raumeinheiten identifizieren, die im Hinblick auf diese Stoffe als belastet eingeschätzt werden können. Weitere Anwendungsmöglichkeiten benthischer Lebensraumkartierungen bilden die hypothesengeleitete Bearbeitung ökologischer Fragestellungen bezüglich Habitatpräferenzen sowie der interspezifischen Konkurrenz und Koexistenz von Bodenfischen und benthischen Invertebraten. Ferner können sie eine räumliche Bezugsgrundlage für statistische Auswertungen von Daten über die Auswirkungen des Klimawandels

sowie über zeitliche Trends ausgewählter Xenobiotika darstellen. Ein weiteres Anwendungsgebiet bildet die Auswahl repräsentativer Ökosysteme / Ökosystemkomplexe für die Erfassung der internen und Systemgrenzen überschreitenden Stoff- und Energieflüsse sowie für die Sammlung von biotischem und abiotischem Material für ökotoxikologische Untersuchungen und für die Einlagerung in Umweltprobenbanken zwecks retrospektivem Umweltmonitoring. Letztlich ist die differenzierte Kartierung von Lebensraumstrukturen in marinen Systemen eine Notwendigkeit für die marine Raumplanung, welche die wirtschaftlichen Ansprüche an die Meere mit ihrer Schutzbedürftigkeit nach dem Leitbild der Nachhaltigkeit möglichst weitgehend in Übereinstimmung bringen soll (SRU 2004).

Ausgehend von Methoden und Konzepten der terrestrischen Landschaftsökologie wurden in dieser Arbeit datenbasierte, quantitative Ansätze vorgestellt, die mit statistischen und GIS-basierten Verfahren die Berechnung naturräumlicher Gliederungen des Meeresbodens und die darauf basierende Planung von Umweltdatenerhebungen ermöglichen. Eine Ableitung von Lebensraumstrukturen erfolgte dabei für den erweiterten Bereich der deutschen Nordsee sowie der gesamten Nordsee in Anlehnung an ein terrestrisches landschaftsökologisches Raumgliederungskonzept, mit dem aus vorhandenen Flächendaten zur pnV, zu Klimainformationen sowie zur orografischen Höhe und zum Boden mit Hilfe von Entscheidungsbaumverfahren Landschaftsstrukturen für Deutschland und Europa abgeleitet wurden. Die im terrestrischen Bereich entwickelte Methodik wurde in vorliegender Arbeit angewendet, um aus vorliegenden punktuellen Daten zu benthischen Lebensgemeinschaften sowie Flächendaten zur Bathymetrie, zu vier Nährstoffen, zur Temperatur und zur Salinität sowie zu drei Korngrößenfraktionen zehn benthische Lebensraumklassen für den erweiterten Bereich der deutschen Nordsee und zwölf Lebensraumklassen für die gesamte Nordsee zu berechnen. Die Ableitung dieser Raumklassen ist aufgrund des datenbasierten Ansatzes und der Verwendung statistischer Algorithmen nachvollziehbar und erfüllt somit die Voraussetzungen wissenschaftlicher Qualitätskriterien.

Das in dieser Arbeit dargelegte Verfahren zur Klassifikation von Meeresprovinzen ist in hohem Maße praxisgerecht, da mit ihm räumlich und zeitlich punktuelle Daten über die Biologie, Chemie und Physik der Meere zu flächenhaften Informationen über die Lebensraumtypen am Meeresgrund transformiert werden können. Die naturräumliche Gliederung des Meeresgrunds sollte in zukünftigen Arbeiten durch alternative statistische Verfahren und v.a. aktuell zugängliche Geodaten methodisch verfeinert werden. Derzeit werden in Europa im Rahmen der Umsetzung der EU-MSRL sowie der von HELCOM und OSPAR erarbeiteten Vorgaben diesbezüglich alternative statistische Ansätze erprobt. Hierzu zählen auch neuere Entscheidungsbaumalgorithmen, die in dieser Arbeit nicht zur Anwendung kamen. Bei zukünftigen Lebensraumkartierungen sollten ferner aktuellere hydrografische und ozeanografische Geo-

informationen verwendet werden, denn wie dem Ergebnis der CART-Berechnung in dieser Arbeit zu entnehmen war, wurde als erstes Splitkriterium im Entscheidungs dendrogramm die Temperaturverhältnisse in der unteren Wassersäule in den Sommermonaten als wichtigste Einflussgröße für das Auftreten benthischer Lebensgemeinschaften ausgewählt. V.a. im Hinblick auf Daten zur Sedimentologie besteht ferner Optimierungsbedarf, da die für die Lebensraumkartierung verwendeten Sedimentdaten aus zeitlich heterogen zusammengesetzten Messinformationen geostatistisch abgeleitet wurden. Neuere flächendeckende Sedimentkarten sind mittlerweile verfügbar bzw. werden in aktuellen Forschungsprojekten in höherer räumlicher Auflösung berechnet.

Das prädiktive Lebensraumkartierungskonzept könnte für eine europaweit harmonisierte, auf verfügbaren Daten basierende Meereskartierung und -überwachung genutzt werden, in dem die entscheidungsbaumbasierte Ableitung von Lebensraumstrukturen mit expertenbasierten Systemen zusammengeführt wird. Letzteres wird in dem derzeit laufenden vom BfN finanzierten Vorhaben *Kartierung und Registrierung der marinen Lebensraumtypen bzw. Biotope in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (Cluster 6)* unter Berücksichtigung des Klassifikationsregelwerks nach EUNIS angestrebt (Darr et al. 2013). Das in Hierarchiestufen strukturierte Klassifikationssystem EUNIS ist eine Vorgabe für die Abgrenzung von Lebensraumstrukturen in der EU und wurde bzw. wird in verschiedenen nationalen und internationalen Projekten auf vorliegende Geodaten angewendet, um Biotopstrukturen zu identifizieren (Cameron & Askew 2011; Coltman et al. 2008; Diesing et al. (2009; Monteiro et al. 2012). Benthische Lebensräume werden in den ersten vier Hierarchieebenen dabei zum überwiegenden Teil anhand von abiotischen Merkmalen klassifiziert. Ab der fünften Ebene sind dann ausschließlich artenspezifische sowie biozönotische Kriterien für eine weitere Unterteilung vorgesehen. Entsprechende biologische Klassifikationsgrenzen ließen sich mit Hilfe entscheidungsbaumbasierter Algorithmen ableiten, in dem in einem ersten Schritt EUNIS Klassen bis zur Ebene 4 räumlich abgegrenzt und anschließend für die derart abgegrenzten Raumausschnitte vorliegende benthosbiologische, sedimentologische und weitere abiotische Geoinformationen entscheidungsbaumanalytisch ausgewertet werden.

In Anlehnung an die Anwendung der terrestrischen Raumgliederungen im Umweltmonitoring wurden die benthischen Raumgliederungen einer naturräumlichen Stratifizierung ausgewählter Expositionsinformationen (Fischereiintensitäten, Nährstoffverhältnisse, Temperaturdaten) zugrunde gelegt. Ferner bildeten sie eine wichtige Grundlage für die in dieser Arbeit ebenfalls behandelte Planung und Optimierung von marinen Umweltmessnetzen. Hierbei wurde der Einsatz in der terrestrischen Umweltforschung konzipierter und erprobter Planungsinstrumente für die deutsche Nordsee überprüft und diskutiert. Diese umfassen dabei die Kriterien Landschaftsrepräsentanz, zeitliche Trends, Messnetzintegration, Berück-

sichtigung anthropogener Nutzungseinflüsse, Nachbarschaftsrepräsentanz, Hotspotkriterien sowie statistische und geostatistische Aussagekraft der Messdatenverteilung. Im Sinne eines Fallbeispiels konnte eine Anordnung von Messpunkten mit Informationen zu Phosphatkonzentrationen in der unteren Wassersäule von 247 auf 124 Standorte ohne signifikante Veränderung der statistischen und geostatistischen Aussagekraft des Messnetzes bei Anwendung der Kriterien Landschafts- und Nachbarschaftsrepräsentanz sowie Hotspots für erhöhte Nährstoffkonzentrationen in der Wassersäule reduziert werden. Die vorgestellten und an vorhandenen marinen Daten erprobten Instrumente könnten für eine weitestgehend objektivierte und nachvollziehbare Planung und Optimierung von marinen Umweltmessnetzen verwendet werden. Die Aktivitäten im Rahmen der ARGE BLMP zur Einrichtung von stoffbezogenen Umweltmessnetzen in der Nord- und Ostsee würden damit sinnvoll unterstützt.

Insofern leistet vorliegende Arbeit in den Bereichen Ökoregionalisierung und Umweltmonitoring den Anschluss der marinen Umweltwissenschaften an die terrestrische Landschaftsökologie. Auch in anderen Arbeitsfeldern sollte eine Überprüfung der Anwendbarkeit von datenbasierten Methoden aus dem terrestrischen Umweltforschungsbereich in die marinen Umweltwissenschaften erfolgen. So präsentieren Pesch et al. (2010) sowie Ranft et al. (2009) das Ergebnis der Überprüfung der ökologischen Kohärenz von Meeresschutzgebieten am Beispiel der *Baltic Sea Protected Areas* der Ostsee. Als ein Fazit wird festgehalten, dass derzeit die existierenden Kohärenzkriterien *Adequacy*, *Representation*, *Replication* und *Connectivity* noch nicht ausreichend genug operationalisiert sind, um eine entsprechende Überprüfung der Qualität von Schutzgebieten zu gewährleisten. Weitere potenzielle Transferfelder bilden die Überprüfung der Aussagekraft von Stoffkonzentrationen in biologischen Materialien mit Hilfe entscheidungsbaumanalytischer Verfahren einschließlich der GIS-basierten Aufarbeitung von Einflussvariablen auf die interessierenden Messvariablen. Diesbezüglich zeigen die terrestrischen Umweltwissenschaften Anwendungen aus unterschiedlichen Bereichen der Umweltbeobachtung. Beispiele finden sich in dem in dieser Arbeit vielfach zitierten Moos-Monitoring (Kleppin et al. 2008a; Pesch & Schröder 2010; Pesch et al. 2007e, 2008d), in der Waldschadensforschung (Bröcker et al. 2007; Schröder 1994a; Schröder et al. 2007a) sowie im Gesundheitsbiomonitoring (Pesch et al. 2009b, Schmidt et al. 2009). Wie in dieser Arbeit dargelegt, vermögen es die gezeigten Transferstudien, die wissenschaftliche Verwertung der mit hohem finanziellem Aufwand erhobenen Messdaten in marinen Systemen zu unterstützen.

Referenzen

- Ahrendt K, Pesch R: **Das GIS als Methode der Rekonstruktion geologischer Entwicklungen. Beispiel Sylt / Deutsche Bucht.** *Meyniana* 2001 53: 5-30.
- Al-Hamdani Z, Reker J: **Towards marine landscapes in the Baltic Sea. BALANCE interim report #10.** [<http://balance-eu.org/>] BALANCE (Baltic Sea Management – Nature Conservation and Sustainable Development of the Ecosystem through Spatial Planning), Copenhagen, Denmark; 2007.
- Andersen BG, Cepek AG, Clayton KM: *INQUA - Internationale Quartär-Karte von Europa 1 : 2500000 - Blatt 6 Kopenhagen.* Hannover, Paris: Bundesanstalt für Bodenforschung/ UNESCO; 1970
- Artusi R, Verderio P, Marubini E: **Bravais-Pearson and Spearman correlation coefficients: meaning, test of hypothesis and confidence interval.** *Int J Biol Markers* 2002, 17(Suppl 2):148-151.
- Arle, J, Blondzik K, Claussen U, Duffek A, Heidemeier J, Hilliges F, Hoffmann A, Koch D, Leujak W, Mohaupt V, Naumann S, Richter S, Ringeltaube P, Schilling P, Schroeter-Kermani C, Ullrich A, Wellnitz J, Wolter R: *Wasserwirtschaft in Deutschland, Teil 2 – Gewässergüte.* Umweltbundesamt, Berlin: 2010.
- Augustin S, Wolff B, Anders S, Holzhausen M, Eglin O: *Konzept und Machbarkeitsstudie für die integrierende Auswertung von Daten des Umweltmonitorings im Wald. Arbeitsbericht, gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung, Förderkennzeichen 0339985.* Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH), Eberswalde; 2005.
- Backhaus K, Erichson B, Pinke W, Weiber R: *Multivariate Analysemethoden – Eine anwenderorientierte Einführung.* Berlin: Springer; 2000.
- Bailey RG: *Description of the Ecoregions of the United States.* US Department of Agriculture, Miscellaneous Publication No. 1391; 1980.
- Baltes-Götz B: *Entscheidungsbaumanalyse mit AnswerTree 3.1.* Universität Trier; 2004.
- Barrie JV, Conway K, Lawson F, Mather B, Greene HG, Todd B, Curran T (Eds): *Proceedings of the sixth GEOHAB (Marine Geological and Biological Habitat Mapping): 4-7 May 2005; Sidney, British Columbia, Canada.* 2005.
- Batjes N H: A world dataset of derived soil properties by FAO/UNESCO soil unit for global modelling. *Soil Use and Management* 1997, 13: 9 -16.
- Bell SS, Robbins BD, Jensen SL: **Gap dynamics in a seagrass landscape.** *Ecosystems* 1999, 2:493-504.
- BFN (Bundesamt für Naturschutz): *Verteilung gemäß der FFH-Richtlinie abgrenzungsrelevanter Lebensraumtypen und Arten in der AWZ der deutschen Nordsee.* Bonn; 2004.
- BFN (Bundesamt für Naturschutz): *Beitrag zum Umweltbericht zur Raumordnung für die deutsche AWZ der Nordsee – Benthos und Biotoptypen.* Bonn; 2006.
- BGBL (Bundesgesetzblatt): *Gesetz zu internationalen Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebietes und des Nordostatlantiks.* Ort; 1994a, Teil II:1355-1360.
- BGBL (Bundesgesetzblatt): *Verordnung zu dem Übereinkommen vom 28. Juli 1994 zur Durchführung des Teiles XI des Seerechtsübereinkommens der Vereinten Nationen vom 10. Dezember 1982.* Ort; 1994b, Teil II:2565.
- BioConsult: *Marine Landschaftstypen der deutschen Nord- und Ostsee. F+E-Vorhaben im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN), FKZ: 3507 85 080.* Bremen; 2010.
- Blab J, Riecken U, Ssymank A: **Proposal on a criteria system for a National Red Data Book of Biotopes.** *Landscape Ecology* 1995, 10 (1): 41-50

- Blondzik K, Claussen U, Füll C, Heidemeier J, Herata H, Irmer U, Jekel H, Lepom P, Markard C, Mohaupt V, Naumann S, Rechenberg B, Rechenberg J, Richter S, Wolter R, Wunderlich D: *Die Wasserrahmenrichtlinie – Neues Fundament für den Gewässerschutz in Europa*. Berlin; 2004.
- BLMP (Bund-Länder-Messprogramm): *Monitoring-Kennblatt. Schadstoffe*. Hamburg: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH); 2010.
- BLMP (Bund-Länder-Messprogramm): *Monitoring-Kennblatt. Hydrochemie*. Hamburg: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH); 2011.
- BLMP (Bund-Länder-Messprogramm): *Kurzfassungen des 22. Meeresumwelt-Symposium 2012: 22.-23. Mai 2012; Hamburg*. Hamburg, Rostock: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH); 2012.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): *Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie). Anfangsbewertung der deutschen Nordsee nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie*. Bonn; 2012a.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): *Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie). Anfangsbewertung der deutschen Ostsee nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie*. Bonn; 2012b.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): *Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie). Beschreibung eines guten Umweltzustands für die deutsche Nordsee nach Artikel 9 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie*. Bonn; 2012c.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): *Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie). Beschreibung eines guten Umweltzustands für die deutsche Ostsee nach Artikel 9 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie*. Bonn; 2012d.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): *Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie). Festlegung von Umweltzielen für die deutsche Nordsee nach Artikel 10 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie*. Bonn; 2012e.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): *Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie). Festlegung von Umweltzielen für die deutsche Ostsee nach Artikel 10 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie*. Bonn; 2012f.
- BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft): *Gesunder Boden – gesunder Wald. Die zweite Bodenzustandserhebung im Wald 2006-2008*. Bonn; 2005.
- Boer PJ, Dekkers ALM, Stein A: **Optimisation of a monitoring network for sulfur dioxide**. *J Environ Qual* 2002, **31**:121-128.
- Bohn U, Neuhäusl R, Gollub G, Hettwer C, Neuhäuslová Z, Schlüter H, Weber H: *Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the natural vegetation of Europe, Maßstab/scale 1:2.500.000. Teil 1*,

- Erläuterungstext mit CD-ROM. Teil 2, Legende. Teil 3, Karten.* Münster: Landwirtschaftsverlag; 2000.
- Boström C, Jackson EL, Simenstad CA: **Seagrass landscapes and their effects on associated fauna: A review.** *Estuar Coast Shelf S* 2006, **68**:383-403.
- Boström C, Pittman S, Simenstad C, Kneib RT: **Seascape ecology of coastal biogenic habitats: advances, gaps, and challenges.** *Mar Ecol Prog Ser* 2011, **427**:191-217.
- Boyd S, Conway K, Greene G, Grehan A, Harris P, Stevenson A, Stewart H, Thorsnes T, Todd B, Weaver P (Eds): *Proceedings of the seventh GEOHAB (Marine Geological and Biological Habitat Mapping): 3-6 May 2006; Edinburgh, Scotland, United Kingdom.* 2006.
- Brandes D: **Standortfaktor Stickstoff – Nitrophytenvegetation in Europa.** *Ber d Reinh Tüxen-Ges* 1999, **11**:305-320.
- Breiman L, Friedman JH, Olshen RA, Stone CJ: *Classification and regression trees.* Belmont, CA: Wadsworth International Group; 1984.
- Broecker F, Pesch R, Schmidt G, Schröder W: *Großräumige Regionalisierung der Kohlenstoffbindung in Wäldern anhand von Inventurdaten und digitalen Karten.* In *Angewandte Geoinformatik 2007 Beiträge zum 19. AGIT-Symposium* herausgegeben von Strobl J, Blaschke Th, Griesebner G 2007: 101 – 110.
- Brunckhorst D: *Bioregional planning: resource management beyond the new millennium.* Sydney, Australia: Harwood Academic Publishers; 2000.
- Brylinskiy C, Greene G, Reynolds J, Barrie V, Todd B (Eds): *Proceedings of the ninth GEOHAB (Marine Geological and Biological Habitat Mapping): 29 April-2 May 2008; Sitka, Alaska, USA.* 2008.
- BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie): *Umweltbericht zum Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) in der Nordsee.* Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH): Hamburg; 2009.
- Bunce RGH, Barr CJ, Clarke RT, Howard DC, Lane AMJ: **Land classification for strategic ecological survey.** *J Environ Manage* 1996, **47**:37-60.
- Busch M: **Die EUNIS-Habitatklassifikation – Eine Grundlage für die Kartierung mariner Meeresbodenhabitats in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone der Nordsee?** *Diplomarbeit.* Hochschule Vechta, Institut für Umweltwissenschaften; 2005.
- Busch M, Pesch R, Schlüter M, Schröder W: **GIS-Kartierung von Meeresbodenhabitats gemäß European Nature Information System- Eunis.** In *Angewandte Geoinformatik 2009* herausgegeben von Strobl J, Blaschke Th, Griesebner G; Wichmann, Heidelberg, 2009a; S. 442-451.
- Busch M, Pesch R, Schlüter M, Schröder W: **GIS-mapping seafloor habitats by application of the european Nature Information system - EUNIS.** *Egypt J Aquat Res* 2009b, **35** (Suppl 3):291-297.
- Callaway R, Alsvåg J, de Boois I, Cotter J, Ford A, Hinz H, Jennings S, Kröncke I, Lancaster J, Piet G, Prince P, Ehrich S: **Diversity and community structure of epibenthic invertebrates and fish in the North Sea.** *ICES J Mar Sci* 2002, **59**:1199-1214.
- Calori G, Finzi G, Tonezzer C: **A decision support system for air quality network design.** *Environ Monit Assess* 1994, **33**:101-114.
- Cameron A, Askew N: **EUSeaMap - Preparatory Action for development and assessment of a European broad-scale seabed habitat map final report.** [<http://jncc.gov.uk/euseamap>] Joint Nature Conversation Committee, Peterborough, UK; 2011.
- Carpentier A, Vaz S, Martin CS, Coppin F, Dauvin JC, Desroy N, Dewarumez JM, Eastwood PD, Ernande B, Harrop S, Kemp Z, Koubbi P, Leader-Williams N, Lefèbvre A, Lemoine M, Loots C,

- Meaden GJ, Ryan N, Walkey M: *Eastern Channel Habitat Atlas for Marine Resource Management (CHARM), Atlas des Habitats des Ressources Marines de la Manche Orientale, INTERREG IIIA*. Boulogne-sur-mer, France; 2005.
- Carpentier A, Martin CS, Vaz S: *Channel Habitat Atlas for marine Resource Management, final report / Atlas des habitats des ressources marines de la Manche orientale, rapport final (CHARM phase II). INTERREG 3a Programme, IFREMER*. Boulogne-sur-mer, France; 2009.
- Chihi H, Galli A, Ravenne C, Tesson M, De Marsily G: **Estimating the Depth of Stratigraphic Units from Marine Seismic Profiles Using Nonstationary Geostatistics**. *Nat Resour Res* 2000, **9** (Suppl 1):77-95.
- Coggan R, Populus J, White J, Sheehan K, Fitzpatrick F, Piel S: *Review of Standards and Protocols for Seabed Habitat Mapping*. MESH; 2007.
- Coltman N, Golding N, Verling E: **Developing a broadscale predictive EUNIS habitat map for the MESH study area**. [www.searchMESH.net] MESHGuide to Marine Habitat Mapping; 2008.
- Connor DW, Allen JH, Golding N, Howell KL, Lieberknecht LM, Northen KO, Reker JB: *The Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 04.05*. JNCC. Peterborough, United Kingdom; 2004.
- Costello MJ: **Distinguishing marine habitat classification concepts for ecological data management**. *Mar Ecol Prog Ser* 2009, **397**:253-268.
- Cramer H: *Mathematical methods of statistics*. Princeton, NJ: Princeton University Press; 1946.
- Craeymeersch J A, Heipp C H R, Buijs J: *Atlas of the North Sea benthic fauna. Based on the 1986 North Sea Benthos Survey*. ICES Cooperative Research Report. No. 218. ICES International Council for the Exploration of the Sea, 1997.
- Cziudaj G: **Die Rolle der Ozeane bei der globalen Verteilung von organischen Schadstoffen: PCB als Modellsubstanzen**. *Dissertation*. Universität Kiel, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät; 2005.
- Dannheim J, Schröder A, Wätjen K, Guskay M: *Gemeinsame Auswertung von Daten zu Benthos und Fischen für das ökologische Effekt-monitoring am Testfeld „alpha ventus“*. Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben alpha ventus zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH (StUKplus) - Schutzgut Benthos und Fische -, Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg, in Vorbereitung.
- Darr A, Fiorentino D, Pesch R, Propp C, Rückert P, Schröder W, Schuchardt B, Zeiler M, Zettler M: *Kartierung und Registrierung der marinen Lebensraumtypen (LRT) bzw. Biotope in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) (Cluster 6). Synthetischer Jahresbericht 2012*. Vechta; 2012.
- Darr A, Fiorentino D, Gogina, M, Pesch R, Propp C, Rückert P, Schröder W, Schuchardt B, Zeiler M, Zettler M: *Kartierung und Registrierung der marinen Lebensraumtypen (LRT) bzw. Biotope in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) (Cluster 6). Erster Synthesebericht 2013*. Vechta; 2013.
- Davies CE, Moss D, Hill MO: *EUNIS Habitat Classification Revised 2004. Report to the European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity, European Environment Agency*. Paris, Copenhagen; 2004.
- De'ath G, Fabricius KE: **Classification and Regression Trees: A Powerful Yet Simple Technique for Ecological Data Analysis** *Ecology* 2000, **81**, 11: 3178-3192.
- Di Zio S, Fontanella L, Ippoliti L: **Optimal spatial sampling schemes for environmental surveys**. *Environ Ecol Stat* 2004, **11**:397-414.

- Diesing M, Ware S, Foster-Smith R, Stewart H, Long D, Vanstaen K, Forster R, Morando A: *Understanding the marine environment – seabed habitat investigations of the Dogger Bank offshore draft SAC*. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. JNCC Report No. 429, 89 pp., 5 Appendices, 2009
- Dolan MFJ, Mortensen PB, Thorsnes T, Buhl-Mortensen L, Bellec VK, Bøe R: **Developing seabed nature-type maps offshore Norway: initial results from the MAREANO programme**. *Norw J Geol* 2009, **89**:17-28.
- EEA (European Environment Agency): *Air quality in Europe – 2012 report*. Copenhagen; 2012.
- EEA (European Environment Agency) reference grid [www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eea-reference-grids-1]
- Eikemo AR: *Revealing the secrets of the seafloor. The MAREANO programme (Marine area database for Norwegian waters)*. *Marine Research Topics* 1/2011. Bergen, Norway; 2011.
- Englert C, Schmidt G, Schröder W: **Bildung eines Frühlings-Indikators für Deutschland auf Grundlage pänologischer Daten**. In *Angewandte Geoinformatik 2007. Beiträge zum 19. AGIT-Symposium, Juli 2007, Salzburg*. Edited by Strobl J, Blaschke TH, Griesebner G. Heidelberg: Wichmann; 2007:177-186.
- Englert C, Pesch R, Schmidt G, Schröder, W: **Analysis of spatially and seasonally varying plant phenology in Germany**. In *Geospatial Crossroads @ GI_Forum '08: Proceedings of the Geoinformatics Forum, Juli 2008; Salzburg*. Edited by Car A, Griesebner G, Strobl J. Heidelberg: Wichmann; 2008:81-89.
- Erhardt W, Schiller C, Peichl L, Radermacher L, Wagner G: **Empfehlung zum emittentenbezogenen Einsatz von pflanzlichen Bioindikatoren**. *Umweltwiss Schadst Forsch* 1999, **11** (Suppl 4):207-211.
- EU (Europäische Union): *Richtlinie 92/43/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Abl. EG Nr. 206/7 vom 22.07.92)*. Brüssel, Straßburg; 1992.
- EU (Europäische Union): *Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (ABl. EG L 327/7 vom 22.12.2000)*. Brüssel, Straßburg; 2000.
- Fagerli H, Aas W: **Trends of nitrogen in air and precipitation: Model results and observations at EMEP sites in Europe, 1980-2003**. *Environ Pollut* 2008, **154**:448-461.
- Figge K: *Sedimentverteilung in der Deutschen Bucht (Karte Nr. 2900 mit Begleitheft)*. Hamburg: Deutsches Hydrographisches Institut; 1981.
- Fischer R, Dobbertin M, Granke O, Karoles K, Köhl M, Kraft P, Meyer P, Mues V, Lorenz M, Nagel HD, Seidling W: *The condition of forests in Europe. 2006 Executive Report*. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Weltforstwirtschaft. Hamburg; 2006.
- Fischer R, Lorenz M: *Forest Condition in Europe, 2011 Technical Report of ICP Forests and FutMon*. Hamburg: Work Report of the Institute for World Forestry 2011/1. ICP Forests; 2011.
- Fock HO, Kloppmann M, Stelzenmüller V: **Linking marine fisheries to environmental objectives: A case study on seafloor integrity under European maritime policies**. *Environ Sci Policy* 2011, **14** (Suppl 3):289-300.
- Fonseca M, Whitfield PA, Kelly NM, Bell SS: **Modeling seagrass landscape pattern and associated ecological attributes**. *Ecol Appl* 2002, **12** (Suppl 1):218-237.
- Fränze O: **Physische Geographie als quantitative Landschaftsforschung**. *Schriften des Geographischen Instituts der Universität Kiel* 1971, **37**: 297-312. 1971

- Fränzele O, Killisch WF: *Aufschlüsselung des Informationsgehaltes umweltrelevanter flächenbezogener Strukturdaten*. Kiel (Umweltforschungsplan des Bundesministers des Inneren zum F+E-Vorhaben 101 04 035, im Auftrag des Umweltbundesamtes) 1980.
- Fränzele O, Haber W, Schröder W: Proposal for a global concept for monitoring terrestrial ecosystems as a basis for harmonisation of environmental monitoring. In *Global monitoring of terrestrial ecosystems* Edited by Schröder W, Fränzele O, Keune H, Mandry P Berlin, 1996.
- Fränzele O, Jensen I: *Model-base exposure assessment in terrestrial and near-shore marine environments*. Stuttgart, Leipzig: S. Hirzel Verlag; 2000.
- Gallant AL, Loveland TR, Sohl TL, Napton DE: **Using an ecoregion framework to analyse land-cover and land-use dynamics**. *Environ Manage* 2004, **34** (Suppl 1):89-110.
- Galparsoro I, Connor DW, Borja Á, Aish A, Amorim P, Bajjouk T, Chambers C, Coggan R, Dirberg G, Ellwood H, Evans D, Goodin KL, Grehan A, Haldin J, Howell K, Jenkins C, Michez N, Mo G, Buhl-Mortensen P, Pearce B, Populus J, Salomidi M, Sánchez F, Serrano A, Shumchenia E, Tempera F, Vasquez M: **Using EUNIS habitat classification for benthic mapping in European seas: Present concerns and future needs**. *Mar Pollut Bull* 2012, **64** (Suppl 12):2630-2638.
- Garten CT, Kang S, Brice DJ, Schadt CW, Zhou J: **Variability in soil properties at different spatial scales (1 m–1 km) in a deciduous forest ecosystem**. *Soil Biol Biochem* 2007, **39**:2621-2627.
- Gauger T, Anshelm F, Schuster H, Erisman JW, Vermeulen AT, Draaijers GPJ, Bleeker A, Nagel HD: *Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Levels: Part 1: Deposition Loads 1990-1999*. - Berlin(FuE-Vorhaben 29942210, Abschlussbericht, Im Auftrag des Umweltbundesamtes); 2002.
- Gauger T, Haenel HD, Rösemann C, Dämmgen U, Bleeker A, Erisman JW, Vermeulen AT, Schaap M, Timmermanns RMA, Bultjes PJH, Duyzer JH: *National implementation of the UNECE Convention on long-range Transboundary Air Pollution (Effects). Zusammenfassung, Teil 1: Deposition Loads: Methoden, Modellierung und Kartierungsergebnisse, Trends*. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. FuE-Vorhaben 204 63 252, Abschlussbericht. Umweltbundesamt, Dessau; 2008.
- Gauger T: *Modellierung der Gesamt-Deposition der Jahre 2004 bis 2007 für ausgewählte Wald-Standorte in Deutschland. Datenaufbereitung auf Basis von Daten und Ergebnissen des BMU/UBA Forschungsvorhabens 3707 64 200 („MAPESI-Projekt“: Modelling of Air Pollutants and Eco System Impact)*. Im Auftrag des Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI), Eberswalde, Stuttgart; 2010.
- GDCh (Gesellschaft Deutscher Chemiker): *Positionspapier zum stoffbezogenen Umweltmonitoring*. Edited by Arbeitskreis Umweltmonitoring in der Gdch-Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie.2007.
- GEOHAB (Marine Geological and Biological Habitat Mapping): *Proceedings of the GEOHAB (Marine Geological and Biological Habitat Mapping): 1-4 May 2012; Orcas Island, Washington, USA*. 2012.
- Giakoumi S, Katsanevakis S, Vassilopoulou V, Panayotidis P, Kavadas S, Issaris Y, Kokkali A, Frantzis A, Panou A, Mavrommati G: **Could European marine conservation policy benefit from systematic conservation planning?** *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 2012 **22**:762-775.
- Giorgetti A, Partescano E, Vinci M: *EMODnet lot 3 – Chemical data. Final report 4/6/2009 to 3/6/2011*. 2011.

- Glémarec M: **The benthic communities of the European North Atlantic shelf.** *Oceanogr Mar Biol Annu Rev* 1973, **11**:263-289.
- Gogina M, Glockzin M, Zettler ML: **Distribution of benthic macrofaunal communities in the western Baltic Sea with regard to near-bottom environmental parameters. 2. Modelling and prediction.** *J Marine Syst* 2010, **80**:57-70.
- Gogina M, Zettler ML: **Diversity and distribution of benthic macrofauna in the Baltic Sea Data inventory and its use for species distribution modelling and prediction.** *J Sea Res* 2010, **64**:313-321.
- Gonzales-Gurriaran E, Freire J, Fernandez L: **Geostatistical analysis of spatial distribution of *Lio-carinus depurator*, *Macropipus tuberculatus* and *Polybius henslowii* (Crustacea: Brachyura) over the Galician continental shelf (NW Spain).** *Mar Biol* 1993, **115**:453-461.
- Gonzalez-Mirelis G, Lindegarth M: **Predicting the distribution of out-of-reach biotopes with decision trees in a Swedish marine protected area.** *Ecol Appl* 2012, **22**:2248–2264.
- Goovaerts P: **Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives.** *Geoderma* 1999, **89** (Suppl 1-2):1-45.
- Graef F, Schmidt G, Schröder W, Stachow U: **Prüfung der Repräsentativität von Bodendauerbeobachtungsflächen an ökologischen Räumen Brandenburgs mit CART (Classification and Regression Trees).** *Mitt Dtsch Bodenkdl Ges* 2003, **102** (Suppl 2):481-482.
- Graef F, Schmidt G, Schröder W, Stachow U: **Determining Ecoregions for GMO monitoring networks.** *Environ Monit Assess* 2005, **108**: 189–203
- Grehan A, Wilson M, Guinan J, Brown C, Todd B (Eds): *Proceedings of the fifth GEOHAB (Marine Geological and Biological Habitat Mapping): 5-7 May 2004; Galway, Ireland. 2004.*
- Grenz C, Cloern JE, Hager SW, Cole BE: **Dynamics of nutrient cycling and related benthic nutrient and oxygen fluxes during a spring phytoplankton bloom in South San Francisco Bay (USA).** *Mar Ecol Prog Ser* 2000, **197**:67-80.
- Gray JS, Elliott M: *Ecology of marine sediments*, 2nd edn. Oxford University Press, Oxford, 2009.
- Guisan A, Zimmermann NE: **Predictive habitat distribution models in ecology.** *Ecol Model* 2000, **135**:147-186.
- Haber W: **Using Landscape Ecology in Planning and Management.** In *Changing Landscapes: An Ecological Perspective* Edited by Zonneveld I S, Forman RTT: 217-232, 1990
- Halvorsen R, Andersen T, Blom HH, Elvebakk A, Elven R, Erikstad L, Gaarder G, Moen A, Mortensen PB, Norderhaug A, Nygaard K, Thorsnes T, Ødegaard F: **Naturtyper i Norge – et nytt redskap for å beskrive variasjonen i naturen.** *Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument* 2008, **1**:1-17.
- Hargrove WW, Hoffman FM: **Using multivariate clustering to characterize ecogregion borders.** *Comput Sci Eng* 1999, **1**:18-25.
- Hargrove WW, Hoffman FM: **Potential of Multivariate Quantitative Methods for Delineation and Visualization of Ecoregions.** *Environ Manage* 2005, **34** (Suppl 1):39-60.
- Harmens H, Foan L, Simon V, Mills G: **Terrestrial mosses as biomonitors of atmospheric POPs pollution: A review.** *Environ Pollut* 2013, **173**: 245-254.
- Harmens H, Mills G, Hayes F, Jones L, Williams P: *Air pollution and vegetation. ICP Vegetation annual report 2005/2006.* Bangor, UK: ICP Vegetation Coordination Centre, Centre for Ecology and Hydrology; 2006.
- Harmens H, Norris DA, Steinnes E, Kubin E, Piispanen J, Alber R, Aleksiyenak Y, Blum O, Coskun M, Dam M, De Temmerman L, Fernández JA, Frolova M, Frontasyeva M, Gonzalez Miqueo L, Grodzinska K, Jeran Z, Korzekwa S, Krmar M, Kvietskus K, Leblond S, Liiv S, Magnusson SH,

- Mankovska B, Pesch R, Rühling Å, Santamaria JM, Schröder W, Spiric Z, Suchara I, Thöni L, Urumov V, Yurukova L, Zechmeister HG: **Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: spatial and temporal trends in Europe.** *Environ Pollut* 2010, **158**:3144-3156.
- Harmens H, Foan L, Simon V, Mills G: (2011a). **Mosses as biomonitors of atmospheric POPs pollution: A review.** [<http://icpvegetation.ceh.ac.uk/>] ICP Vegetation, Environment Centre Wales, Bangor, Wales, UK; 2011. and [<http://uk-air.defra.gov.uk/library/>] DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Areas, London; 2011a).
- Harmens H, Norris DA, Cooper DM, Mills G, Steinnes E, Kubin E, Thöni L, Aboal JR, Alber R, Carbalreira A, Coskun M, De Temmerman L, Frolova M, González-Miqueo L, Jeran Z, Leblond S, Liiv S, Mankovská B, Pesch R, Poikolainen J, Rühling Å, Santamaria JM, Simonè P, Schröder W, Suchara I, Yurukova L, Zechmeister HG: **Nitrogen concentrations in mosses indicate the spatial distribution of atmospheric nitrogen deposition in Europe.** *Environ Pollut* 2011b, **159**:2852-2860.
- Harmens H, Ilyin I, Mills G, Aboal JR, Alber R, Blum O, Coskun M, De Temmerman L, Fernandez JA, Figuera R, Frontasyeva M, Godzik B, Goltsova N, Jeran Z, Korzekwa S, Kubin E, Kvietkus K, Leblond S, Liiv S, Magnusson SH, Mankovska B, Nikodemus O, Pesch R, Poikolainen J, Radnovic D, Rühling A, Santamaria JM, Schröder W, Spiric Z, Stafilov T, Steinnes E, Suchara I, Tabors G, Thöni L, Turcsanyi G, Yurukova L, Zechmeister HG: **Country-specific correlations across Europe between modelled atmospheric cadmium and lead deposition and concentration in mosses.** *Environ Pollut* 2012, **166**:1-9.
- Harris P, Butler A (Eds): *Proceedings of the fourth GEOHAB (Geological Mapping of Habitats for Marine Resources and Management): 30 April-2 May 2003; Hobart, Tasmania, Australia.* 2003.
- Hastings DA, Dunbar PK: *Global Land One-kilometer Base Elevation (GLOBE) Digital Elevation Model, Documentation, Volume 1.0. Key to Geophysical Records Documentation (KGRD) 34.* Boulder, Colorado, U.S.A: National Oceanic and Atmospheric Administration, National Geophysical Data Center; 1999.
- Hayes E, Landis W: **Regional Ecological Risk Assessment of a Near Shore Marine Environment: Cherry Point, WA.** *Hum Ecol Risk Assess* 2004, **10** (Suppl 2):299-325(27).
- Heap AD, Harris PT, Hinde A, Woods M: *National Benthic marine bioregionalisation of Australia's Exclusive Economic Zone. Report to the National Oceans Office on the Development of a National Benthic Marine Bioregionalisation in support of Regional Marine Planning.* Canberra, Australia; 2005.
- Heibges AK, Hüppop O: *Ökologische Bedeutung der seewärtigen Bereiche des niedersächsischen Wattenmeeres. Institut für Vogelforschung 'Vogelwarte Helgoland' Studie im Auftrag des WWF Deutschland. Umweltstiftung WWF-Deutschland 2000.*
- HELCOM (Helsinki Commission): *Red List of marine and coastal biotopes and biotope complexes of the Baltic Sea and Kattegat.* Helsinki, Finland; 1998. [Baltic Sea Environment Proceedings No. 75]
- HELCOM (Helsinki Commission): *HELCOM Baltic Sea Action Plan.* Krakow, Poland; 2007.
- Hengl T, Geuvelink G B M, Stein A: *Comparison of kriging with external drift and regression-kriging.* Technical note, ITC, 2003.
- Hengl T, Heuvelink GBM, Stein A: **A generic framework for spatial prediction of soil variables based on regression-kriging.** *Geoderma* 2004, **120** (Suppl 1-2):75-93.
- Hermann C, Krause JC: **Ökologische Auswirkungen der marinen Sand- und Kiesgewinnung.** In *Umweltvorsorge bei der marinen Sand- und Kiesgewinnung.* Edited by Nordheim von H,

- Boedeker D: Bonn-Bad Godesberg; 2000:20-33. [BfN (Bundesamt für Naturschutz) (Series Editor): *BfN-Skripten*, vol. 23]
- Hill MK: *Understanding environmental pollution*. New York: Cambridge University Press; 2010.
- Hinchey EK, Nicholson MC, Zajac RN, Irlandi EA: **Preface: Marine and coastal applications in landscape ecology**. *Landscape Ecol* 2008, **23**:1-5.
- Holy M, Leblond S, Pesch R, Schröder W: **Assessing spatial patterns of metal bioaccumulation in French mosses by means of an exposure index**. *Environ Sci Pollut Res* 2009a, **16** (Suppl 5):499-507.
- Holy M, Pesch R, Schmidt G, Schröder W: *Aufbau eines Fachinformationssystems "Klimafolgen und Anpassung" (FISKA). Abschlussbericht, FuE-Vorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes (FKZ 20641100)*. Dessau; 2009b.
- Holy M, Schröder W, Pesch R, Harmens H, Ilyin I, Steinnes E, Alber R, Aleksiyenak Y, Blum O, Cos, Kun M, Dam M, de Temmerman L, Frolova M, Frontasyeva M, Gonzalez Miqueo L, Grodzin'Ska K, Jeran Z, Korzekwa S, Krmar M, Kubin E, Kvietskus K, Leblond S, Liiv S, Magnusson S, Mankovska B, Piispanen J, Rühling Å, Santamaria J, Spiric Z, Suchara I, Thöni L, Urumov V, Yurukova L, Zechmeister HG: **First thorough identification of factors associated with Cd, Hg and Pb concentrations in mosses sampled in the European Surveys 1990, 1995, 2000, and 2005**. *J Atmos Chem* 2010, **63** (Suppl 2):109-124.
- Hornsmann I, Pesch R, Schmidt G, Schröder W: **Calculation of an Ecological Land Classification of Europe (ELCE) and its application for optimising environmental monitoring networks**. In *Geospatial Crossroads @ GI_Forum '08: Proceedings of the Geoinformatics Forum, Juli 2008; Salzburg*. Edited by Car A, Griesebner G, Strobl J. Heidelberg: Wichmann; 2008a:140-151.
- Hornsmann I, Schmidt G, Schröder W: **Berechnung einer landschaftsökologischen Raumgliederung Europas**. *Umweltwiss Schadst Forsch* 2008b, **20**:25-35.
- Huettmann F, Diamond AW: **Seabird colony locations and environmental determination of seabird distribution: A spatially explicit breeding seabird model for the Northwest Atlantic**. *Ecol Model* 2001, **141** (Suppl 1):261-298.
- Huschek G, Kregel D: *Länderübergreifende Auswertung von Daten der Boden-Dauerbeobachtung der Länder. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht 201 71 244*. Umweltbundesamt, Berlin; 2004.
- ICES (International Council for the Exploration of the Seas): *Report of the Study Group on Marine Habitat Mapping (WGMHM). 10-13 April 2000; The Hague, Netherlands*. ICES CM 2000/E:06; Copenhagen, Denmark 2000.
- ICES (International Council for the Exploration of the Seas): *Report of the Working Group on Marine Habitat Mapping (WGMHM). 3-6 April 2001; Galway, Ireland*. ICES CM 2001/E:07; Copenhagen, Denmark 2001.
- ICES (International Council for the Exploration of the Seas): *Report of the Working Group on Marine Habitat Mapping (WGMHM). 2-5 April 2002; San Sebastian, Spain*. ICES CM 2002/E:05; Copenhagen, Denmark 2002.
- ICES (International Council for the Exploration of the Seas): *Report of the Working Group on Marine Habitat Mapping (WGMHM). 1-4 April 2003; Sandy Hook, USA*. ICES CM 2003/E:08; Copenhagen, Denmark 2003.
- ICES (International Council for the Exploration of the Seas): *Report of the Working Group on Marine Habitat Mapping (WGMHM). 30 March-2 April 2004; Brest, France*. ICES CM 2004/E:06; Copenhagen, Denmark 2004.

- ICES (International Council for the Exploration of the Seas): *Report of the Working Group on Marine Habitat Mapping (WGMHM)*. 5-8 April 2005; Bremerhaven, Germany. ICES CM 2005/E:05; Copenhagen, Denmark 2005.
- ICES (International Council for the Exploration of the Seas): *Report of the Working Group on Marine Habitat Mapping (WGMHM)*. 4-7 April 2006; Galway, Ireland. ICES CM 2006/MHC:05; Copenhagen, Denmark 2006.
- ICES (International Council for the Exploration of the Seas): *Report of the Working Group on Marine Habitat Mapping (WGMHM)*. 17-20 April 2007; Woods Hole, USA. ICES CM 2007/MHC:07; Copenhagen, Denmark 2007.
- ICES (International Council for the Exploration of the Seas): *Report of the Working Group on Marine Habitat Mapping (WGMHM)*. 31 March-4 April 2008; Horta, the Azores. ICES CM 2008/MHC:08; Copenhagen, Denmark 2008.
- ICES (International Council for the Exploration of the Seas): *Report of the Working Group on Marine Habitat Mapping (WGMHM)*. 21-24 April 2009; Copenhagen, Denmark. ICES CM 2009/MHC:07; Copenhagen, Denmark 2009.
- ICES (International Council for the Exploration of the Seas): *Report of the Working Group on Marine Habitat Mapping (WGMHM)*. 3-7 May 2010; Calvi, Corsica, France. ICES CM 2010/SSGSUE:01; Copenhagen, Denmark 2010.
- ICES (International Council for the Exploration of the Seas): *Report of the Working Group on Marine Habitat Mapping (WGMHM)*. 10-13 May 2011; Calvi, Corsica, France. ICES CM 2011/SSGSUE:05; Copenhagen, Denmark 2011.
- Ihle P, Bieber E, Kallweit D: **Das Depositionsmessnetz des Umweltbundesamtes (Aufbau, Betrieb und Ergebnisse)**. In *Atmosphärische Depositionen in der Bundesrepublik Deutschland*. Edited by Institut für Energetik und Umwelt, Leipzig. Stuttgart, Leipzig, Wiesbaden: B.G. Teubner Verlag; 2001:13-73.
- Ilyin I, Travnikov O: *Modelling of heavy metal airborne pollution in Europe: evaluation of the model performance*. EMEP/MSC-E Technical Report 8/2005. Meteorological Synthesizing Centre – East, Moscow; 2005.
- Ilyin I, Rozovskaya O, Travnikov O, Aas W, Hettelingh JP, Reinds GJ: **Heavy Metals: Transboundary pollution of the environment. EMEP Status Report 2/2008**. [http://www.msceast.org/reports/2_2008.pdf], MSC-E (Meteorological Synthesizing Centre-East), Moscow; 2008.
- Ilyina T, Pohlmann T, Lammel G, Sündermann J: **A fate and transport ocean model for persistent organic pollutants and its application to the North Sea**. *J Marine Syst* 2006, **63**:1-19.
- INK (Internationale Nordseeschutzkonferenz): **Erklärung von Bergen. Fünfte Internationale Konferenz zum Schutz der Nordsee. 20.–21. März 2002**, Oslo, Norway; 2002.
- Jenssen M, Hofmann G: **Einfluss atmogener Stickstoffeinträge auf die Vielfalt der Vegetation in Wäldern Nordostdeutschlands**. *Beitr Forstwirtsch Landschökol* 2005, **39**:132-141.
- Jerosch K, Schlüter M, Pesch R: **Spatial analysis of marine categorical information using indicator kriging applied to georeferenced video mosaics of the deep-sea Håkon Mosby Mud Volcano**. *Ecol Inform* 2006, **1** (Suppl 4):391-406.
- JNCC (Joint Nature Conservation Committee): *Common Standards Monitoring Guidance for Marine Mammals*. Online only, ISSN 1743-8160; 2005.
- JNCC (Joint Nature Conservation Committee): *The MESH Blue Book. A summary of achievements of the MESH Project*. Peterborough, United Kingdom; 2008.
- Johnston RJ: **Choice in classification: The subjectivity of objective methods**. *Annals of the AAG* 1968, **58**: 575-589.

- Johnston K, Ver Hoef JM, Krivouchko K, Lucas N: *Using ArcGIS Geostatistical Analyst*. Tulsa, USA: ESRI Selbstverlag; 2001.
- Jones NS: **Marine bottom communities**. *Biol Rev* 1950, **25**:283-313.
- Journard R: *Methods of estimation of atmospheric emission from transport: European scientist network and scientific state-of-the-art. Action COST 319 final report*. Bron Cedex, France: Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité (INRETS); 1999.
- Kaltz A, Harmens H, Holy M, Pesch R, Schröder W, Ilyin I: **Metalle und Stickstoff angereichert in Moosen Sachsens**. *Umweltwiss Schadst Forsch* 2010 **22**: 610-626.
- Kass GV: **An exploratory technique for investigating large quantities of categorial data**. *Appl Stat* 1980, **29** (Suppl 2):119-127.
- Kaufmann-Boll C, Lazar S, Schilli C, Rinklebe J: *Auswertung der Veränderungen des Bodenzustands für Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) und Validierung räumlicher Trends unter Einbeziehung anderer Messnetze. Teil A: Methoden-Code und Umgang mit Verfahrenswechseln. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungskennzahl 3707 71 203*. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau; 2011.
- Keil M, Kiefl R, Strunz G: *CORINE Land Cover 2000 – Germany. Final Report. German Aerospace Center, German Remote Sensing Data Center*. Oberpfaffenhofen; 2005.
- Keil M, Bock M, Esch T, Metz A, Nieland S, Pfitzner A: *CORINE Land Cover. Aktualisierung 2006 für Deutschland. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Förderkennzeichen 3707 12 200 und 3708 12 200, UBA-FB 001413 63 252, Abschlussbericht*. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau; 2011.
- Kelly A, Powell DC, Riggs RA: **Predicting potential natural vegetation in an interior northwest landscape using Classification Tree Modeling and a GIS**. *West J Appl For* 2005, **20** (Suppl 2):117-127.
- Kelly NM, Fonseca M, Whitfield P: **Predictive mapping for management and conservation of sea-grass beds in North Carolina**. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 2011, **11**:437-451.
- Kemp WM, Testa JM, Conley DJ, Gilbert D, Hagy JD: **Temporal responses of coastal hypoxia to nutrient loading and physical controls**. *Biogeosciences* 2009, **6**:2985-3008.
- Kenny AJ, Cato I, Desprez M, Fader G, Schüttenhelm RTE, Side J: **An overview of seabed-mapping technologies in the context of marine habitat classification**. *ICES J Mar Sci* 2003, **60**:411-418.
- Kleemola S, Forsius M: *15th Annual Report 2006. ICP Integrated Monitoring. The Finnish Environment 30/2006*. Helsinki, Finland; 2006.
- Kleemola S, Forsius M: *The Finnish environment. 21st Annual Report 2012*. Helsinki; 2012.
- Kleppin L, Aden C, Pesch R, Schmidt G, Schröder W: **Erarbeitung und Erprobung einer Metadaten- und WebGIS-Applikation für das bundesweite Unece Moos-Monitoring**. In *Angewandte Geoinformatik 2007 Beiträge zum 19. AGIT-Symposium* herausgegeben von Strobl J, Blaschke Th, Griesebner G 2007: 344-353.
- Kleppin L, Pesch R, Schröder W: **Chaid-Models on boundary conditions of metal accumulation in mosses collected in Germany 1990, 1995 and 2000**. *Atmos Environ* 2008a, **42** (21): 5220-5231.
- Kleppin L, Schröder W, Pesch R, Schmidt G: **Entwicklung und Erprobung einer Metadaten- und WebGIS-Applikation für das Expositionsmonitoring mit Moosen in Deutschland. Ein Beitrag zum LTER-Netzwerk**. *Umweltwiss Schadst Forsch* 2008b, **20**: 38-48.

- Knefelkamp B, Krause J, Narberhaus I: **Die europäische Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie - eine Chance für den Schutz der marinen Biodiversität?** *Nat Landsch* 2011, **86** (Suppl 9 /10):424-428.
- Korotenko KA, Zavialov PO, Kao RC, Ding CF: **Model for predicting the transport and dispersal of contaminants incoming with submarine groundwater: Case study for the southwestern Taiwan coastal zone.** *OJMS* 2012, **2**:70-83.
- Kotilainen A, Kaskela A (Eds): **The GeoHab 2011 Conference. Abstract Volume.** In *Bull Geol Soc Finl* 2011, **83** (Special Issue 1):1-109.
- Krause J, Narberhaus I, Knefelkamp B, Claussen U: **Die Vorbereitung der deutschen Meeresstrategien. Leitfaden zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL-2008/56/EG) für die Anfangsbewertung, die Beschreibung des guten Umweltzustands und die Festlegung der Umweltziele in der deutschen Nord- und Ostsee.** [http://www.bfn.de/habitatmare/de/downloads/europaeische-meerespolitik/MSRL_Leitfaden.pdf] BfN (Bundesamt für Naturschutz), Bonn, Vilm; 2012.
- Kröncke I, Knust R: **The Dogger Bank. A special ecological region in the central North Sea.** *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresun* 1995, **49**:335-353.
- Kröncke I, Bergfeld C: **Review of the current knowledge on North Sea benthos.** Synthesis and New Conception of North Sea Research (SYCON), Working Group 10, Zentrum für Meeres- und Klimaforschung, Universität Hamburg; 2001.
- Kuhlmann M, Beismann H: **Raumrepräsentativität technischer Pollensammler für ein Monitoring von transgenen Pollen auf regionaler Ebene.** *Gefahrst Reinhalt L* 2004, **64** (Suppl 1, 2):7-12.
- Kumar A, Maroju S, Bhat A: **Application of ArcGIS geostatistical analyst for interpolating environmental data from observations.** *Environ Prog* 2007, **26**:220-225.
- Künitzer A, Basford D, Craeymeersch JA, Dewarumez JM, Dörjes J, Duineveld GCA, Eleftheriou A, Heip C, Herman P, Kingston P, Niermann U, Rachor E, Rumohr H, de Wilde PAJ: **The benthic infauna of the North Sea: species distribution and assemblages.** *ICES J Mar Sci* 1992, **49** (Suppl 2):127-143.
- Lafoy Y, Colin F, David V, Power M, Barrie V, Greene HG, Rivaton A, Gremont E, Angué JC, Cerneaux B, Morini L, Jungblut V, Wright I, David V (Eds): *Proceedings of the eighth GEOHAB (Marine Geological and Biological Habitat Mapping): 2-6 May 2007; Noumea, New Caledonia.* 2007.
- Lamarche G (Ed): *Programme and abstracts of the GEOHAB (Marine Geological and Biological Habitat Mapping) 10th International Conference: 4-7 May 2010; Wellington, New Zealand.* 2010.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser): **Bericht der LANA - LAWA Kleingruppe „Monitoring“ als Vorlage für die 67.UMK: „Eckpunkte für die organisatorische und inhaltliche Zusammenarbeit der Umweltverwaltungen beim Monitoring nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie, der FFH- Richtlinie sowie der EG-Vogelschutzrichtlinie“.** [http://www.lawa.de/documents/Bericht_Monitoring_LANA-LAWA_b34.pdf] Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt, Magdeburg; 2006.
- Lehfeldt R, Melles J: **MDI-DE - Marine Dateninfrastruktur Deutschland.** In *Geodateninfrastrukturen: Drehscheibe für Wirtschaft und Verwaltung. Tagungsband zum 7. GeoForum MV, 11.-12. April 2011; Warnemünde.* Edited by Bill R. Berlin: Gito; 2011:107-116.
- Lenhart H, Burkhard B, Windhorst W: **Ökologische Auswirkungen erhöhter Schwebstoffgehalte als Folge der Baumaßnahmen von Offshore Windkraftanlagen.** *EcoSys* 2006 Suppl. Bd. 46. S. 90-106.
- Leser H: *Ökologie & Umwelt.* Braunschweig: Westermann; 1994.
- Leser H: *Landschaftsökologie. Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung.* Ulmer, Stuttgart, 1997.

- Loewe P: *System Nordsee. Zustand 2005 im Kontext langzeitlicher Entwicklungen*. Hamburg, Rostock: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH); 2009.
- Loh WY, Shih YS: **Split selection methods for classification trees**. *Stat Sinica* 1997, 7:815-840.
- Lohse L, Malschaert JFP, Slomp CP, Willem H, van Raaphorst W: **Nitrogen cycling in North Sea sediments: interaction of denitrification and nitrification in offshore and coastal areas**. *Mar Ecol Prog Ser* 1993, 101:283-296.
- Lourie SA, Vincent ACJ: **Using biogeography to help set priorities in marine conservation**. *Conserv Biol* 2004, 18 (Suppl 4):1004-1020.
- Lucieer VL: **Object-oriented classification of sidescan sonar data for mapping benthic marine habitats**. *Int J Remote Sens* 2008, 29 (Suppl 3):905-921.
- Lucieer VL, Lamarche G: **Unsupervised fuzzy classification and object-based image analysis of multibeam data to map deep water substrates, Cook Strait, New Zealand**. *Cont Shelf Res* 2011, 31:1236-1247.
- Lucieer VL, Lucieer A: **Fuzzy clustering for seafloor classification**. *Mar Geol* 2009, 264:230-241.
- Martin C, Drews I, Eiblmaier M, Pretsch H: *Lexikon der Geowissenschaften. Band I bis V*. Heidelberg, Berlin: Spektrum; 2000.
- Matheron G: *The Theory of Regionalized Variables and its Applications*. Les Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique, Fasc. 5; 1971.
- Maynou FX, Conan GY, Sardà F: **Assessment of the spatial structure and biomass evaluation**. *ICES J Mar Sci* 1998, 55:102-120.
- McBreen F, Askew N, Cameron A, Connor D, Ellwood H, Carter A: *UK SeaMap 2010 Predictive mapping of seabed habitats in UK waters. JNCC Report 446*. Peterborough, UK: JNCC; 2011.
- Metzger MJ, Bunce RGH, Jongman RHG, Múcher CA, Watkins JW: **A climatic stratification of the environment of Europe**. *Global Ecol Biogeogr* 2005, 14:549-563.
- Meynen E, Schmidhüsen J: *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Remagen: Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde; 1953-1962.
- Mitschke A, Sudfeldt C, Heidrich-Riske H, Dröschmeister R: **Das neue Brutvogelmonitoring in der Normallandschaft Deutschlands – Untersuchungsgebiete, Erfassungsmethode und erste Ergebnisse**. *Vogelwelt* 2005, 126:127-140.
- Modak PM, Lohani BN: **Optimisation of ambient air quality monitoring networks**. *Environ Monit Assess* 1985, 5:1-19.
- Mohr K, Holy M, Pesch R, Schröder W: **Bioakkumulation von Metallen und Stickstoff zwischen 1990 und 2005 in Niedersachsen**. *Umweltwiss Schadst Forsch* 2009 21, S. 454-469.
- Monteiro P, Bentes L, Gonçalves JMS: *Ecological zonation. Threshold between infralittoral and circalittoral. MeshAtlantic Technical Report 1/2012*. Faro, Portugal; 2012.
- Moore DM, Lees BG, Davey SM: **A new method for predicting vegetation distributions using decision tree analysis in a geographic information system**. *J Environ Manage* 1991, 15:59-71.
- Mortensen PB, Buhl-Mortensen L, Dolan M, Dannheim J, Kröger K: **Megafaunal diversity associated with marine landscapes of northern Norway: a preliminary assessment**. *Norw J Geol* 2009, 89:163-171.
- Mucha HJ: **Clusteranalyse (Automatische Klassifikation)**. In *Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie*. Edited by Schröder W, Vetter L, Fränzle O. Braunschweig, Wiesbaden: Vieweg Umweltwissenschaften; 1994:109-128.
- Müller T, Oberdorfer E: **Die potentielle natürliche Vegetation von Baden-Württemberg. Mit farbiger Vegetationskarte 1 : 900.000 (unter Mitwirkung von Philippi G)**. *Beihefte zu den Veröffentli-*

- chungen der Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 1974, **6**:1-46.
- Nausch G, Feistel R, Umlauf L, Mohrholz V, Nagel K, Siegel H: **Hydrographisch-hydrodynamische Zustandseinschätzung der Ostsee 2011**. In *Meereswiss Ber 86*. Edited by Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde; 2012.
- Neef E.: **Entwicklung und Stand der landschaftsökologischen Forschung in der DDR**. In *Probleme der landschaftsökologischen Erkundung und naturräumlichen Gliederung*. Herausgegeben von Richter H, Wissenschaftliche Abhandlungen der Geographischen Gesellschaft der Deutschen Demokratischen Republik, 5, Leipzig, 1967: 22–34
- Nehring S, Albrecht U: **Biotop, Habitat, Mikrohabitat – Ein Diskussionsbeitrag zur Begriffsdefinition**. *Lauterbornia* 2000, **38**: 75-84.
- New M, Lister D, Hulme M, Makin I: **A high-resolution data set of surface climate over global land areas**. *Clim Res* 2002, **21**:1-15.
- Norcross BL, Blanchard A, Holladay BA: **Comparison of models for defining nearshore flatfish nursery areas in Alaskan waters**. *Fish Oceanogr* 1999; **8** (Suppl 1):50-67.
- Odeh IOA, McBratney AB, Chittleborough DJ: **Further results on prediction of soil properties from terrain attributes: heterotropic cokriging and regression-kriging**. *Geoderma* 1995, **67**:215-226.
- Olea RA: *Geostatistics for Engineers and Earth Scientists*. Boston, Dordrecht, London: Kluwer Academic Publishers; 1999.
- Olson DM, Dinerstein E, Wikramanayake ED, Burgess ND, Powell GVN, Underwood EC, d'Amico JA, Itoua I, Strand HE, Morrison JC, Loucks CJ, Allnutt TF, Ricketts TH, Kura Y, Lamoreux JF, Wettengel WW, Hedao P, Kassem KR: **Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on earth**. *Bioscience* 2001, **51** (Suppl 11):933-938.
- Omernik JM: **Ecoregions of the conterminous United States**. *Ann Assoc Am Geogr* 1987, **77**:118-125.
- Omernik JM: **Ecoregions: A spatial framework for environmental management**. In *Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*. Edited by Davis WS, Simon TP. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers; 1995:49-62.
- OSPAR (Oslo-Paris-Convention): *Quality status report 2000, Region II - Greater North Sea*. OSPAR Commission: London; 2000.
- OSPAR (Oslo-Paris-Convention): *General Report to North Sea Ministers On Follow-Up To The 2002 Bergen Declaration*; 2006.
- OSPAR (Oslo-Paris-Convention): *Case reports for the OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats*. London, United Kingdom; 2008.
- Pacyna JM, Pacyna EG: An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environ Rev* 2001, **9**:269-298.
- Painho M, Augusto G: **A Digital Map of European Ecological Regions**. In *Anwendung und Auswertung der Karte der natürlichen Vegetation Europas/ Application and Analysis of the Map of the Natural Vegetation of Europe*. Edited by Bohn U, Hettwer C, Gollub G. Bonn: BfN-Sripten 156; 2005:27-36.
- Pehlke H: **Prädiktive Habitatkartierung für die Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) der Nordsee**. *Diplomarbeit*. Hochschule Vechta, Institut für Umweltwissenschaften; 2005.

- Pesch R: **Geostatistische und multivariat-statistische Analyse des Moos-Monitorings 1990, 1995 und 2000 zur Ableitung von Indikatoren für die Bioakkumulation atmosphärischer Metall-einträge in Deutschland.** *Dissertation.* Hochschule Vechta; 2003.
- Pesch R, Schröder W: **Flächenhafte Muster der Metallakkumulation in Moosen Deutschlands.** *Geoökodynamik* 2005, **XXVI**:179-196
- Pesch R, Schröder W: **Mosses as bioindicators for metal accumulation: Statistical aggregation of measurement data to exposure indices.** *Ecol Indic* 2006a, **6**:137-152.
- Pesch R, Schröder W: **Integrative exposure assessment through classification and regression trees on bioaccumulation of metals, related sampling site characteristics and ecoregions.** *Ecol Inform* 2006b, **1** (Suppl 1):55-65.
- Pesch R, Schröder W: **Spatiotemporal variability of metal accumulation in mosses. Analysis of measurement data and metadata by statistics and GIS.** *Nova Hedwigia* 2006c, **82** (Suppl 3-4):447-466.
- Pesch R, Schmidt G, Schröder W, Aden C, Kleppin L, Holy M: **Development, implementation and application of the WebGIS MossMet.** In *The Geospatial Web. How geo-browsers, social software and the Web 2.0 are shaping the network society.* Edited by Tochtermann K, Scharl A. London: Springer; 2007a:191-200.
- Pesch R, Schröder W: **Entwicklung der Metall-Bioakkumulation in Deutschland zwischen 1990 und 2000 auf zwei naturräumlichen Differenzierungsstufen.** In *Angewandte Geoinformatik 2007. Beiträge zum 19. AGIT-Symposium, Juli 2007; Salzburg.* Edited by Strobl J, Blaschke Th, Griesebner G. Heidelberg: Wichmann; 2007:527-536.
- Pesch R, Schröder W, Dieffenbach-Fries H, Genßler L: **Optimierung des Moosmonitoring-Messnetzes in Deutschland.** *Umweltwiss Schadst Forsch* 2007b, **20**:49-61.
- Pesch R, Schröder W, Genssler L, Goeritz A, Holy M, Kleppin L, Matter Y: *Moos-Monitoring 2005 / 2006: Schwermetalle IV und Gesamtstickstoff. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. FuE-Vorhaben 205 64 200, Abschlussbericht.* Umweltbundesamt, Berlin; 2007c.
- Pesch R, Schröder W, Pehlke H: **Prädiktive Cartierung benthischer Habitats.** In *Geoinformationen für die Küste.* Edited by Traub KP. Heidelberg: Wichmann; 2007d:70-79.
- Pesch R, Schröder W, Schmidt G: **Nitrogen accumulation in forests. Exposure monitoring by mosses.** *The Scientific World* 2007e, **7** S1: 151-158.
- Pesch R, Holy M, Schröder W: **Statistical investigation of the atmospheric accumulation of antimony and nitrogen in mosses.** In *Geospatial Crossroads @ GI_Forum '08: Proceedings of the Geoinformatics Forum, Juli 2008; Salzburg.* Edited by Car A, Griesebner G, Strobl J. Heidelberg: Wichmann; 2008a:227-236.
- Pesch R, Pehlke H, Jerosch K, Schlüter M, Schröder W: **Using decision trees to predict benthic communities within and near the German Exclusive Economic Zone (EEZ) of the North Sea.** *Environ Monit Assess* 2008b, **136**:313-325.
- Pesch R, Schröder W, Dieffenbach-Fries H, Genßler L, Kleppin L: **Improving the design of environmental monitoring networks. Case study on the heavy metals in mosses survey in Germany.** *Ecol Inform* 2008c, **3**:111-121.
- Pesch R, Schröder W, Schmidt G, Genssler L: **Monitoring nitrogen accumulation in mosses in central European forests.** *Environ Pollut* 2008d, **155**(3): 528-536.
- Pesch R, Ranft S, Schröder W: **Predictive mapping of benthic habitats in the North Sea.** *Egypt J Aquat Res* 2009a, **35** (Suppl 3):281-289.

- Pesch R, Schmidt G, Schröder W, Conrad A, Kolossa-Gehring M, Feigenspan S, Utermann J.: **Das Potenzial raumbezogener Daten im Human-Biomonitoring am Beispiel des Kinder-Umwelt-Surveys.** In *Angewandte Geoinformatik 2009* herausgegeben von Strobl J, Blaschke Th, Griesebner G, Wichmann, Heidelberg, 2009b: 248-257.
- Pesch R, Schröder W: **Modelling local and regional boundary conditions of the geographical distribution of mosses and their metal loads in Germany.** In *Impact, monitoring and management of environmental pollution* edited by El Nemr A: New York, 2010: 581-595.
- Pesch R, Ranft S, Schröder W, Boedeker D, Paulomäki H: **GIS-basierte Überprüfung der Baltic Sea Protected Areas (BSPA) im Hinblick auf ökologische Kohärenz.** In *Angewandte Geoinformatik 2010. Beiträge zum 22. AGIT-Symposium Salzburg* herausgegeben von Strobl J, Blaschke Th, Griesebner G, Wichmann, Heidelberg, 2010: 651-660
- Pesch R, Schmidt G, Schröder W, Weustermann I: **Application of CART in ecological landscape mapping: Two case studies.** *Ecol Indic* 2011, **11**:115-122.
- Petersen CGJ: **Valuation of the sea. II. The animal communities of the sea bottom and their importance for marine zoogeography.** *Rep Dan Biol Stn* 1914, **21**:1-144.
- Petitgas P: **Sole egg distribution in space and time characterised by a geostatistical model and its estimation variance.** *ICES J Mar Sci* 1997, **54**:213-225.
- Piotrowsky J A, Bartels F, Salski A, Schmidt G: **Geostatistical regionalization of glacial aquitard thickness in northwestern Germany, based on fuzzy kriging.** *Mathematical Geology* 1996, **28** (4): 437-452.
- Pirrone N, Cinnirella S, Feng X, Finkelman RB, Friedli HR, Leaner J, Mason R, Mukherjee AB, Stracher GB, Streets DG, Telmer K: Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. *Atmos Chem Phys* 2010, **10**:5951-5964.
- Pittman SJ, McAlpine CA, Pittman KM: **Linking fish and prawns to their environment: a hierarchical landscape approach.** *Mar Ecol Prog Ser* 2004, **283**:233-254.
- Pittman SJ, Kneib R, Simenstad C, Nagelkerken I (Eds): **Seascape ecology: application of landscape ecology to the marine environment.** In *Mar Ecol-Prog Ser* 2011, **427**:187-302.
- Qiu Y, Fu B, Wang J, Chen L: **Spatial variability of soil moisture content and its relation to environmental indices in a semi-arid gully catchment of the Loess Plateau, China.** *J Arid Environ* 2001, **49**:723-750.
- Rachor E, Nehmer P: *Erfassung und Bewertung ökologisch wertvoller Lebensräume in der Nordsee. Abschlußbericht für das FuE-Vorhaben FKZ 899 85 310 (Bundesamt für Naturschutz).* Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven; 2003.
- Ranft S, Pesch R, Schröder W, Boedeker D, Paulomäki H: **Ecological coherence: An assessment of the Baltic Sea Protected Areas (BSPA) in conjunction with Natura 2000 sites.** *Egypt J Aquat Res* 2009, **35** (4), 421-429
- Ranft S, Pesch R, Schröder W, Boedecker D, Paulomäki H, Fagerli H: **Eutrophication assessment of the Baltic Sea Protected Areas by available data and GIS technologies.** *Mar Pollut Bull* 2011, **63**:209-214.
- Ranft S, Pesch R, Knefelkamp B, Schröder W: **GIS-gestützte Bewertung mariner Ökosysteme. Grundlagen zur Beschreibung des Zustands benthischer Biotoptypen im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie.** *Nat Landsch* 2012; **87** (Heft 6): 255-258.
- Reiss H, Cunze S, König K, Neumann H, Kröncke I: **Species distribution modelling of marine benthos: a North Sea case study.** *Mar Ecol Prog Ser* 2011, **442**:71-86.

- Riecken U, Finck P, Raths U, Schröder E, Ssymank A: **Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung.** In *Na Bi V* 34. Edited by Bundesamt für Naturschutz. Bonn; 2006:318.
- Rivorard J, Wieland K: **Correcting for the effect of daylight in abundance estimation of juvenile haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) in the north sea: an application of kriging with external drift.** *ICES J Mar Sci* 2001, **58**:1272-1285.
- Robbins BD, Bell SS: **Seagrass landscapes: a terrestrial approach to the marine subtidal environment.** *Tree* 1994, **9** (Suppl 8):301-304.
- Rufino MM, Maynou F, Abello P, Yule AB: **Small-scale non-linear geostatistical analysis of *Liocarcinus depurator* (Crustacea: Brachyura) abundance and size structure in a western Mediterranean population.** *Mar Ecol Prog Ser* 2004, **276**:223-235.
- Sarhan T, Lafuente JG, Vargas M, Vargas JM, Plaza F: **Upwelling mechanisms in the northwestern Alboran Sea.** *J Marine Syst* 2000, **23**:317-331.
- Schernewski G, Wielgat M: **A Baltic Sea typology according to the EC-Water Framework Directive: integration of national typologies on the water body concept.** In *Baltic Sea Typology*. Edited by Schernewski G, Wielgat M. Warnemünde; 2004:1-26. [EUCC-Deutschland, EUCC-International (Series Editors): *Coastline Reports*, vol. 4]
- Schilli C, Rinklebe J, Lischeid G, Kaufmann-Boll C, Lazar S: *Auswertung der Veränderungen des Bodenzustands für Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) und Validierung räumlicher Trends unter Einbeziehung anderer Messnetze. Teil B: Datenauswertung und Weiterentwicklung des Monitorings. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungskennzahl 3707 71 203.* Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau; 2011.
- Schilling P: **Quality assurance of the German Marine Monitoring Programme (North Sea and Baltic Sea).** In *Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee 2012 / 3*. Edited by Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH). Hamburg, Rostock; 2012:1-12.
- Schlüter M, Schröder W, Vetter L: *Marines Geo-Informationssystem zur Visualisierung und Typologisierung meeres-geowissenschaftlicher Daten. Abschlussbericht FuE-Vorhaben FKZ 03F0370 im Förderschwerpunkt Informationssysteme im Erdmanagement: Von Geodaten zu Geodiensten des BMBF / DFG-Sonderprogramm Geotechnologien.* Bonn, Rostock; 2006.
- Schlüter M, Jerosch K, Schröder W, Pesch R, Vetter L, Koeberle A, Jørgensen BB, Borowski C, Fritsche U, Jensen JB.: *Digital Atlas of the North Sea (Dans). Geo-information regarding geology, geochemistry, oceanography, and biology.* – Bremerhaven; 2008.
- Schmidt G: **Eine multivariat-statistisch abgeleitete ökologische Raumgliederung für Deutschland.** - *Dissertation*, Hochschule Vechta, Institut für Umweltwissenschaften; ISBN 3-89825-518-2, dissertation.de, Berlin; 2002.
- Schmidt G, Pesch R, Schröder W, Wiesmüller GA, Dobler L, Feigenspan S, Birke M: **Verknüpfung von Daten des Human-Biomonitorings der Umweltprobenbank und der Umweltbeobachtung am Beispiel von Uran.** In *Angewandte Geoinformatik 2009* herausgegeben von Stroble J, Blaschke T, Grisebner G; Wichmann, Heidelberg, 2009: 272-281
- Schmidt G, Aden C, Kleppin L, Pesch R, Schröder W: **Integration of long-term environmental data by the example of the Uneece Heavy Metals in Mosses Survey in Germany: Application of a WebGIS-based metadata system.** In *Long-Term Ecological Research - Between Theory and Application (Part 5)* edited by Müller F, Klotz S, Schubert H; Springer, Berlin, 2010a, 299-313
- Schmidt G, Holy M, Pesch R, Schröder W: **Changing plant phenology in Germany due to the effects of global warming.** *The International Journal of Climate Change. Impacts & Responses* 2010b, **2** (Suppl 2):73-84.

- Schröder A, Gutow L, Guský M: *Auswirkungen von Grundschieppnetzfishereien sowie von Sand- und Kiesabbauvorhaben auf die Meeresbodenstruktur und das Benthos in den Schutzgebieten der deutschen AWZ der Nordsee. Abschlussbericht für das Projekt FishPact (MAR 36032/15). Bundesamt für Naturschutz (BfN). Bonn; 2008.*
- Schröder, W: **Ökosystemare und statistische Untersuchungen zu Waldschäden in Nordrhein-Westfalen: Methodenkritische Ansätze zur Operationalisierung einer wissenschaftstheoretisch begründeten Konzeption.** *Dissertation.* Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. 1989
- Schröder W : **Chaid-Analyse des Bedingungsgefüges von Waldschäden.** In *Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie* herausgegeben von Schröder W, Vetter L, Fränzele O; Braunschweig, Wiesbaden 1994a: 195 - 224
- Schröder, W: **Ökologie und Umweltrecht in Forschung und -lehre. Grundlagen einer interdisziplinären Methodologie.** *Habilitationsschrift,* Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. 1996
- Schröder W: **Geostatistische Extrapolation von Immissionsdaten aus Bayern, Hessen und Thüringen als Grundlage ihrer Verknüpfung mit anderen Umweltbeobachtungsdaten im Biosphärenreservat Rhön.** In *Umweltbeobachtung. Dokumentation des Workshops des Bund- / Länder-Arbeitskreises Umweltinformationssysteme, 12th September 2002; Würzburg.* Edited by BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit & Umweltbundesamt). Berlin; 2003:139-164.
- Schröder W: **Replik auf Bodenhaftung tut not! Zur Problematik landschaftsökologischer Regionalisierung mit Hilfe multivariat-statistischer Methoden Friedrich Weller (Ravensburg) in DIE ERDE 2009, 140:113-125.** *Environ Sci Europe* 2011: 23:20
- Schröder W, Vetter L, Fränzele O: **Einfluß statistischer Verfahren auf die Bestimmung repräsentativer Standorte für Umweltuntersuchungen am Beispiel der neuen Bundesländer.** *Petermanns Geographische Mitteilungen* 1992, Jg. 136, 5 / 6: 309-318.
- Schröder W, Fränzele O, Keune, H, Mandry, P. (Hrsg.) *Global monitoring of terrestrial ecosystems.* Berlin. 1996.
- Schröder W, Fränzele O, Daschkeit A, Bartels F, Kaske A, Kerrines A, Schmidt G, Stech C: **Organisation und Methodik des Bodenmonitoring.** In *UBA Texte, 21/98.* Edited by UBA (Umweltbundesamt). Berlin; 1998.
- Schröder W, Ahrens E, Bartels F, Schmidt B: *Entwicklung eines Modells zur Zusammenführung vorhandener Daten von Bund und Ländern zu einem Umweltbeobachtungssystem. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, FuE-Vorhaben 297 81 126 / 01, im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2 Bde.* Kiel; 1999.
- Schröder W, Schmidt G: **Defining Ecoregions as Framework for the Assessment of Ecological Monitoring Networks in Germany by means of GIS and Classification and Regression Trees (CART).** *Gate to EHS* 2001: 1 – 9.
- Schröder W, Schmidt G, Pesch R, Eckstein TH: *Konkretisierung des Umweltbeobachtungsprogramms im Rahmen eines Stufenkonzepts der Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder. Teilvorhaben 3. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. FuE-Vorhaben 299 82 212.* Bonn; 2001.
- Schröder W, Schmidt G, Pesch R: **Harmonization of environmental monitoring. Tools for examination of methodical comparability and spatial representativity.** *Gate to EHS* 2003a: 1-13.
- Schröder W, Schmidt G, Pesch R: **Repräsentanz und Vergleichbarkeit von Daten und Flächen der Bodendauerbeobachtung.** *J Plant Nutr Soil Sc* 2003b, 166: 649-659.

- Schröder W, Pesch R: **The 1990, 1995 and 2000 moss monitoring data in Germany and other European countries. Trends and statistical aggregation of metal accumulation indicators.** *Gate to EHS* 2004a:1-25.
- Schröder W, Pesch R: **Spatial analysis and indicator building by means of GIS, geostatistics and cluster techniques.** *Environ Monit Assess* 2004b, **98** (Suppl 1-3):131-156.
- Schröder W, Pesch R: **Integrative monitoring analysis aiming at the detection of spatial and temporal trends of metal accumulation in mosses.** *J Atmos Chem* 2004c, **49**:23-38.
- Schröder W, Pesch R, Schmidt G: **Soil monitoring in Germany. Spatial representativity and methodical comparability.** *J Soils Sediments* 2004, **4** (1): 49-58.
- Schröder W, Pesch R: **Geographische Umweltmessnetzanalyse und -planung.** *Geogr Helv* 2005a, **60** (Suppl 2):77-86.
- Schröder W, Pesch R: **Time series of metals in mosses and their correlation with selected sampling site-specific and ecoregional characteristics in Germany.** *Environ Sci Pollut R* 2005b, **12** (Suppl 3):159-167.
- Schröder W, Pesch R, Pehlke H, Busch M: *MarGIS. Marines Geo-Informationssystem zur Visualisierung und Typologisierung meeres-geowissenschaftlicher Daten. Teilprojekt: Flächenhafte Typologisierung des Meeresgrunds mit Hilfe geostatistischer und multivariat-statistischer Verfahren. Abschlussbericht BMBF/DFG FKZ 03F0370.* Bonn, Rostock; 2005.
- Schröder W, Schmidt G, Hornsmann I: **Landschaftsökologische Raumgliederung Deutschlands.** In *Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung.* Edited by Fränzle O, Müller F, Schröder W. Landsberg am Lech, München, Zürich: Ecomed; 2006:1-100.
- Schröder W, Pesch R: **Synthesizing bioaccumulation data from the German Metals in Mosses Surveys and relating them to ecoregions.** *Sci Total Environ* 2007, **374**:311-327.
- Schröder W, Grabkowsky B, Schmidt G: **Aufschlüsselung statistischer Beziehungen zwischen dem Nadelverlust von Fichten und anderen Informationen dreier Forstmonitoring-Programme Nordrhein-Westfalens.** *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 2007a; **158**:. 50-64
- Schröder W, Hornsmann I, Pesch R, Schmidt G, Markert B, Fränzle S, Wünschmann S, Heidenreich H: **Nitrogen and metals in two regions in Central Europe: Significant differences in accumulation in mosses due to land use?** *Environ Monit Assess* 2007b **133** (1-3): 495-505.
- Schröder W, Pesch R, Schmidt G: **Statistical classification of terrestrial and marine ecosystems for environmental planning.** *Landscape Online* 2007c, **2**:1-22.
- Schröder, W, Englert C, Pesch R, Zechmeister HG Thöni L, Suchara I, Magkovská B, Jeran Z, Harmens H, Grodzinska K Alber R: **Metallakkumulation in Moosen: Standortliche und regionale Randbedingungen des Biomonitoring von Luftverunreinigungen.** *Umweltwiss Schadst Forsch* 2008a, **20** (2): 120-132.
- Schröder W, Hornsmann I, Pesch R, Schmidt G, Fränzle S, Wünschmann S, Heidenreich H, Markert B: **Moosmonitoring als Spiegel der Landnutzung? Stickstoff- und Metallakkumulation in Moosen zweier Regionen Mitteleuropas.** *Umweltwiss Schadst Forsch* 2008b, **20**: 62-74.
- Schröder W, Pesch R, Englert C, Harmens H, Suchara I, Zechmeister H, Thöni L, Magkovská B, Jeran Z, Grodzinska K, Alber R: **Metal accumulation in mosses across national boundaries: uncovering and ranking causes of spatial variation.** *Environ Pollut* 2008c, **151**: 377-388.
- Schröder W, Pesch R, Matter Y, Göritz A, Genssler L, Dieffenbach-Fries H: **Trend der Schwermetall-Bioakkumulation 1990 bis 2005: Qualitätssicherung bei Probenahme, Analytik, geostatistischer Auswertung.** *Umweltwiss Schadst Forsch* 2009a, **21** (Suppl 6):549-574.

- Schröder W, Holy M, Pesch R, Ilyin I, Harmens H, Gebhardt H: **Erfassung der Anreicherung von Metallen und Stickstoff in baden-württembergischen Moosen.** *Umweltwiss Schadst Forsch* 2009b, 22: 721 – 735.
- Schröder W, Holy M, Pesch R, Harmens H, Fagerli H, Alber R, Cos, Kun M, de Temmerman L, Frolova M, Gonzalez-Miqueo L, Jeran Z, Kubin E, Leblond S, Liiv S, Mankovska B, Piispanen J, Santamaria JM, Simoneie P, Suchara I, Yurukova L, Thöni L, Zechmeister HG: **First Europe-wide correlation analysis identifying factors best explaining the total nitrogen concentration in mosses.** *Atmos Environ* 2010a, 44:3485-3491.
- Schröder W, Holy M, Pesch R, Harmens H, Ilyin I, Steinnes E, Alber R, Aleksiyenak Y, Blum O, Cos, Kun M, Dam M, de Temmerman L, Frolova M, Frontasyeva M, Gonzalez Miqueo L, Grodzinska K, Jeran Z, Korzekwa S, Krmar M, Kubin E, Kvietskus K, Leblond S, Liiv S, Magnusson S, Mankovska B, Piispanen J, Rühling Å, Santamaria J, Spiric Z, Suchara I, Thöni L, Urumov V, Yurukova L, Zechmeister HG: **Are cadmium, lead and mercury concentrations in mosses across Europe primarily determined by atmospheric deposition of these metals?** *J Soils Sediments* 2010b, 10 (Suppl 8):1572-1584.
- Schröder W, Holy M, Pesch R, Harmens H, Ilyin I, Steinnes E, Alber R, Aleksiyenak Y, Blum O, Cos, Kun M, Dam M, DE Temmerman L, Frolova M, Frontasyeva M, Gonzalez Miqueo L, Grodzinska K, Jeran Z, Korzekwa S, Krmar M, Kubin E, Kvietskus K, Leblond S, Liiv S, Magnusson S, Mankovska B, Piispanen J, Rühling Å, Santamaria J, Spiric Z, Suchara I, Thöni L, Urumov V, Yurukova L, Zechmeister HG: **Kartierung atmosphärischer Schwermetallinträge in Europa durch Integration von Daten zweier Messnetze, Modellierungen, GIS-Techniken und Regressionsanalyse.** In *Angewandte Geoinformatik 2010. Beiträge zum 22. AGIT-Symposium* herausgegeben von Stroble J, Blaschke T, Grisebner G; Salzburg. Wichmann, Heidelberg 2010c: 677-686
- Schröder W, Pesch R, Zechmeister H, Kratz W, Holy M, Harmens H, Fagerli H, Ilyin I: **Atmosphärische Deposition und Anreicherung von Schwermetallen und Stickstoff in Natura-2000-Gebieten Deutschlands.** *Umweltwiss Schadst Forsch* 2010d; 22: 711-720.
- Schröder W, Pesch R: **Long-term monitoring of the metal accumulation in forests measured by use of the moss technique.** *Eur J Forest Res* 2010, 129:475-488.
- Schröder W, Holy M, Pesch R, Harmens H, Fagerli H: **Mapping background values of atmospheric nitrogen total depositions in Germany based on EMEP deposition modelling and the European Moss Survey 2005.** *Environ Sci Europe* 2011a, 23:18.
- Schröder W, Holy M, Pesch R, Zechmeister GH, Harmens H, Ilyin I: **Mapping atmospheric depositions of cadmium and lead in Germany based on EMEP deposition data and the European Moss Survey 2005.** *Environ Sci Europe* 2011b, 23:19.
- Schröder W, Pesch R: **Mapping carbon sequestration in forests at the regional scale. A climate biomonitoring approach by example of Germany.** *Environ Sci Europe* 2011, 23:31.
- Schröder W, Pesch R, Holy M, Genßler L, Harmens H, Ilyin I: **Accumulation of metals and nitrogen in mosses in North Rhine-Westfalia 1990 - 2005.** *Environ Sci Europe* 2012, 24:12.
- Schultz J: *Ökozonen.* Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer; 2010.
- Schwertmann U, Vogel W, Kainz M: *Bodenerosion durch Wasser – Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen.* Stuttgart: Verlag Ulmer; 1987.
- Scull P, Franklin J, Chadwick OA, McArthur D: **Predictive soil mapping: a review.** *Prog Phys Geog* 2003, 27 (Suppl 2):171-197.
- Scull P, Franklin J, Chadwick OA: **The application of classification tree analysis to soil type prediction in a desert landscape.** *Ecol Mod* 2004, 81: 1–15.

- Skjelkvåle BL, Ulstein MJ, Sælthun NR: *The 15-year report: Assessment and monitoring of surface waters in Europe and North America; acidification and recovery, dynamic modelling and heavy metals*. Prepared by the ICP Waters Programme Center; Norwegian Institute for Water Research, Oslo; 2003.
- Skjelkvåle BL, Stoddard JL, Jøffries DS, Tørseth K, Høgåsen T, Bowmans J, Manniof J, Monteith DT, Moselloh R, Rogorah M, Rzychoni D, Veselyj J, Wieting J, Wilander A, Worsztynowicz A: **Regional scale evidence for improvements in surface water chemistry 1990-2001**. *Environ Pollut* 2005, **137**:165-176.
- Spalding MD, Fox HE, Allen GR, Davidson N, Ferdana ZA, Finlayson M, Halpern BS, Jorge MA, Lombana A, Lourie SA, Martin KD, McManus E, Molnar J, Recchia CA, Robertson J: **Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas**. *Bioscience* 2007, **57**: 573-583.
- Spearman C: **The proof and measurement of association between two things**. *Amer J Psychol* 1904, **15**:72-101.
- Spekat A, Enke W, Kreienkamp W: Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2. Endbericht im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens: "Klimaauswirkungen und Anpassungen in Deutschland - Phase I: Erstellung regionaler Klimaszenarios für Deutschland" des Umweltbundesamtes. Förderkennzeichen 204 41 138. Publikationen des Umweltbundesamtes. Berlin, 2007
- SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen): *Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Sondergutachten*. Berlin; 2004.
- Ssymank A: **Neue Anforderungen im europäischen Naturschutz. Das Schutzgebietssystem Natura 2000 und die "FFH-Richtlinie der EU"**. *Nat Landsch* 1994, **69** (Suppl 9):395-406.
- Steinberg D, Colla P: *CART: Tree-structured non-parametric data analysis*. San Diego CA, USA: Salford Systems; 1995.
- Steinhardt U, Blumenstein O, Barsch H. (Hrsg.). *Lehrbuch der Landschaftsökologie*. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg Berlin; 2012
- Steinnes E, Rühling Å, Lippo H, Mäkinen A: **Reference materials for large-scale metal deposition surveys**. *Accredit Qual Assur* 1997, **2** (Suppl 5):243-249.
- Stelzenmüller V, Ehrich S, Zauke GP: **Impact of additional small-scale survey data on the geostatistical analysis of demersal fish species in the North Sea**. *Sci Mar* 2005, **69** (Suppl 4):587-602.
- Suknovic M, Delibasic B, Jovanovic M, Vukicevic M, Becejski-Vujaklija D: **Reusable components in decision tree induction algorithms**. *Comput Stat* 2012, **27**:127-148.
- Tardent P: *Meeresbiologie. Eine Einführung*. Stuttgart: Georg Thieme Verlag; 1979.
- Tarrasón L, Fagerli H, Jonson JE, Klein H, van Loon M, Simpson D, Tsyro S, Vestreng V, Wind P: *Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe. EMEP Status Report 2004*. Oslo; 2004.
- Tauber F, Lemke W: **Map of sediment distribution in the Western Baltic Sea (1:100.000), sheet: Darss**. *Dtsch Hydrogr Z* 1995, **47** (Suppl 3):171-178 + Karte.
- Thorsnes T, Picard K (Eds): *Proceedings of the GEOHAB (Marine Geological and Biological Habitat Mapping): 5-7 May 2009; Trondheim, Norway*. Trondheim: NGF Abstracts and Proceedings No. 2; 2009.

- Todd B, Greene G, Bizzarro J, Herbert I (Eds): *Proceedings of the third GEOHAB (Marine Geological Habitat Mapping): 1-3 May 2002; Moss Landing, California, USA*. 2002.
- Topçu DH, Brockmann U: **Nutrients and Organic Compounds in the North Sea (Concentrations, Dynamics and Methods): a Review**. *Senck Marit* 2004, **34**:89-172.
- Trepel M, Kluge W: Eignung von Modellen für die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein. Endbericht. Im Auftrag des Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. Kiel; 2002.
- Troll C: **Luftbildplan und ökologische Bodenforschung. Ihr zweckmäßiger Einsatz für die wissenschaftliche Erforschung und praktische Erschließung wenig bekannter Länder**. *Zeit Ge-sell Erdkunde Berlin* 1939, **1939** (Suppl 7-8):241-298.
- Troll C: **Die geographische Landschaft und ihre Erforschung**. *Studium generale* 1950, 3: 163-181
- Troll C: **Landschaftsökologie als geographisch-synoptische Naturbetrachtung**. *Erdkundliches Wissen* 1966, **11**:1-13.
- Turner MG: **Landscape Ecology: The effect of pattern on process**. *Annu Rev Ecol Syst* 1989, **20**:171-197.
- Turner MG: **Spatial and temporal analysis of landscape patterns**. *Landscape Ecol* 1990, **4**:21-30.
- Turner MG, Gardner RH, O'Neill RV: *Landscape ecology in theory and practice*. New York, Berlin, Heidelberg: Springer; 2001.
- Turner MG: **Landscape Ecology. What is the state of the science?** *Annu Rev Ecol Evol Syst* 2005, **36**:319-344.
- Tüxen R: **Die heutige potentiell natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung**. *Angew Pflanzensoz* 1956, **13**:5-43.
- University of Gothenburg: *Spatial prediction of Baltic benthic habitats (PREHAB). Final Report*. Gothenburg, Sweden; 2011.
- Urban DL: **Using model analysis to design monitoring programs for landscape management and impact assessment**. *Ecol Appl* 2000, **10** (Suppl 6):1820-1832.
- Vetter L, Maas R: **Nachbarschaftsanalytische Verfahren**. In *Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie*. Edited by Schröder W, Vetter L, Fränzle O. Braunschweig, Wiesbaden: Vieweg; 1994:103-107.
- Vetter L, Köberle A: *Marines Geo-Informationssystem zur Visualisierung und Typologisierung meeresgeowissenschaftlicher Daten – Teilprojekt 3: Web-basierte marine Geoinformationsdienste für MarGIS. Abschlussbericht im Förderschwerpunkt Informationssysteme im Erdmanagement: Von Geodaten zu Geodiensten (BMBF/DFG-Sonderprogramm Geotechnologien)*. Bonn, Rostock; 2006.
- Vetter L, Jonas M, Schröder W, Pesch R: **Marine geographic information systems**. In *Handbook of geographic information*. Edited by Kresse W, Danko DM. Dordrecht: Springer; 2012:743-793.
- Vincent M, Atkins S, Lumb C, Golding N, Lieberknecht LM, Webster M: *Marine nature conservation and sustainable development – the Irish Sea Pilot. Report to Defra by the Joint Nature Conservation Committee*. Peterborough, United Kingdom; 2004.
- Wagner G, Klein B, Klein R, Müller P, Paulus M: **Umweltprobenbank**. In *Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung*. Edited by Fränzle O, Müller F, Schröder W. Landsberg am Lech; 1997:Kap. VI-3.2 (Grundwerk), 17 S.
- Walsh PM, Halley DJ, Harris MP, del Nevo A, Sim IMW, Tasker ML: *Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland*. Peterborough: JNCC / RSPB / ITE / Seabird Group; 1995.

- Wascher DM: *European Landscape Character Areas. Typologies, cartography and indicators for the assessment of sustainable landscapes. Final project report as deliverable from the EU's Accompanying Measure project European Landscape Character Assessment Initiative (ELCAI), funded under the 5th Framework Programme on Energy, Environment and Sustainable Development (4.2.2)*. Wageningen, Netherlands; 2005.
- Wattenberg H: **Entwurf einer natürlichen Einteilung der Ostsee**. *Kieler Meeresforschungen* 1949, **Bd.VI**:10–15.
- Webster R, Oliver MA: *Geostatistics for environmental scientists*. Chichester, New York, Weinheim, Brisbane, Singapore, Toronto: John Wiley and Sons. Ltd.; 2001.
- Weller F: **Bodenhaftung tut not! Zur Problematik landschaftsökologischer Raumgliederung mit Hilfe multivariat-statistischer Methoden**. *Die Erde* 2009, **140** (Suppl 2): 113-125.
- Wende W, Herberg J, Köppel R, Nebelsieck K, Runge K, Wolf R: (2007): **Meeresnaturschutz und Raumordnung in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone**. *Naturschutz Landschaftsplan* 2007, **39** (Suppl 3):79-85.
- Weustermann I, Schmidt G, Schröder W: **Beschreibung der landschaftsökologischen Raumgliederung Europas**. *Umweltwiss Schadst Forsch* 2008, **21** (Suppl 1):94-109.
- Weustermann I, Pesch R, Schmidt G, Schröder W: **Vergleich der Raumgliederung Europas mit bestehenden Raumgliederungen**. *Umweltwiss Schadst Forsch* 2009, **21** (Suppl 4):379-392.
- WGE (Working Group on Effects): *Review and assessment of air pollution effects and their recorded trends*. Edited by Working Group on Effects, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. National Environment Research Council, United Kingdom; 2004.
- Wiens JA: **Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water**. *Freshwater Biol* 2002, **47**:501-515.
- Wiens JA: **Landscape ecology as a foundation for sustainable conservation**. *Landscape Ecol* 2009, **24**:1053-1065.
- Wilkinson T, Wiken E, Bezaury-Creel J, Hourigan T, Agardy T, Herrmann H, Janishevski L, Madden C, Morgan L, Padilla M: *Marine Ecoregions of North America*. Montreal, Canada: Commission for Environmental Cooperation; 2009.
- Xie Y, Sha Z, Yu M: **Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review**. *J Plant Ecol* 2008, **1** (Suppl 1):9-23.
- Zenkevitch L: *Biology of the Seas of the U.S.S.R.* London: George Allen & Unwin Ltd.; 1963.
- Zirlewagen D, von Wilpert K: **Upscaling of Environmental Information: Support of Land-Use Management Decisions by Spatio-Temporal Regionalization Approaches**. *Environmental Management* 2010 **46**:878 893.