

# Auswirkungen von Landnutzungsänderungen und umweltgerechten Bewirtschaftungsmethoden auf den Wasser- und Stoffhaushalt des Einzugsgebietes der Ems in Nordrhein-Westfalen

Modellierung einer Landnutzungssituation, die den Umweltstandards der EG-Wasserrahmenrichtlinie entspricht



## Diplomarbeit

zur Erlangung des Grades: Diplom-Geoökologe  
an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät  
der Universität Potsdam

## vorgelegt von:

Stefan Liersch  
Straßmannstraße. 30, 10249 Berlin  
Matr.-Nr.: 132941  
email: stliersch@freenet.de

## Referenten:

Prof. Dr. Axel Bronstert  
Lehrstuhl für Hydrologie  
am Institut für Geoökologie  
Universität Potsdam

Dr. Martin Volk  
Umweltforschungszentrum Leipzig  
Department: Angewandte Landschaftsökologie

## Vorwort

Ein herzliches Dankeschön an die Personen, die dazu beigetragen haben, dass diese Arbeit entstehen konnte. In erster Linie gilt dieser Dank meinen Eltern und Großeltern, die seit dem Beginn meiner Existenz in weiser Voraussicht ein paar Groschen (heute Cent) für meine spätere Ausbildung zurückgelegt haben und mir somit das Studium ermöglichten. Wertvolle Tipps für das Layout bekam ich von meinem Vater Gerhard Liersch.

Einige Zeit und Nerven opferte auch meine Lebensgefährtin Tanja Rajewski, indem sie sich um unsere beiden Kinder kümmerte und mir somit die nötige Zeit einräumte, an dieser Arbeit zu schreiben und darüber zu sinnieren. Außerdem stand sie jederzeit zu fachlichen Diskussionen und konstruktiver Kritik bereit. Aufrichtigen Dank dafür!

Hervorragende Unterstützung bekam ich von meinen Betreuern Prof. Dr. Axel Bronstert und Dr. Martin Volk, der mir auch in Zeiten ohne Zeit stets mit fachlichem und freundschaftlichem Rat zur Verfügung stand.

Besonderer Dank gilt Dr. Gerd Schmidt vom Umweltforschungszentrum Leipzig (UFZ), der hier aus formellen Gründen nicht als Gutachter aufgeführt werden kann, dessen Betreuung jedoch stets vorbildlich und zuvorkommend war.

Last but not least, Michael Zauft, ich danke ihm für diverse fachliche Diskussionen und das Korrekturlesen dieser Arbeit.

# Inhaltsverzeichnis

<b>Vorwort</b>	<b>i</b>
<b>Inhaltsverzeichnis</b>	<b>ii</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b>	<b>vi</b>
<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>x</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>xi</b>
<b>1 Einleitung</b>	<b>1</b>
1.1 Ziel und Aufgabenstellung	3
1.2 Einordnung der Arbeit in das BMBF-Verbundprojekt: FLUMAGIS	4
<b>2 Methodik</b>	<b>5</b>
2.1 Modellierung von Prozessen in der Landschaft	5
2.2 Struktureller Aufbau der Arbeit	7
<b>3 Das Einzugsgebiet der Ems in Nordrhein-Westfalen</b>	<b>10</b>
3.1 Geographische Charakterisierung des Untersuchungsgebietes	10
3.1.1 Geologie und Boden	12
3.1.2 Klima	13
3.1.3 Landnutzung	15
3.1.4 Naturschutzgebiete	18
3.2 Der Ems-Lauf	18
3.2.1 Gewässergüte	19
3.2.2 Gewässerstrukturgüte	21
3.2.2.1 Gewässerstrukturgüte der Ems im Regierungsbezirk Detmold	21
3.2.2.2 Gewässerstrukturgüte der Ems im Regierungsbezirk Münster	21
3.2.3 Das Gewässerauenprogramm an der Ems	22
3.3 Zusammenfassende geoökologische Betrachtung des Untersuchungsgebietes	23
<b>4 Analyse der Landnutzungstrends</b>	<b>24</b>
4.1 Die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP)	25
4.1.1 Abriss der Geschichte der Gemeinsamen Agrarpolitik	25
4.1.2 Die EU-Agrarreform 2003	26
4.1.2.1 Entkopplung	27
4.1.2.2 Cross Compliance	28

---

4.1.2.3	Obligatorische Modulation	28
4.1.3	Förderung von Agrarumweltmaßnahmen	28
4.2	Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)	29
4.2.1	Umweltziele für Oberflächengewässer (WRRL)	30
4.2.2	Fristen der Wasserrahmenrichtlinie	30
4.2.3	Gütekriterien	30
4.3	Landnutzungstrends in Europa	31
4.3.1	Intensivierung	31
4.3.2	Marginalisierung	32
4.3.3	Spezialisierung	32
4.3.4	Konzentration	32
4.4	Landnutzungstrends in der Bundesrepublik Deutschland	32
4.5	Landnutzungstrends in Nordrhein-Westfalen	34
4.5.1	Landnutzungstrends im Untersuchungsraum	37
4.6	Ziele des Kulturlandschaftsprogramms von NRW	38
4.6.1	Förderungen	39
4.6.2	Agrar-Umweltmaßnahmen (vgl. MUNLV, 2001)	39
4.6.2.1	Förderung einer markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung	39
4.6.2.2	Erosionsschutz im Ackerbau	40
4.6.2.3	Langjährige Flächenstilllegung	40
4.6.2.4	Uferrandstreifenprogramm	40
4.6.2.5	Förderung der Zucht vom Aussterben bedrohter lokaler Haustierrassen	40
4.6.2.6	Modellvorhaben	40
4.6.3	Vertragsnaturschutz	41
4.7	NRW-Programm „Ländlicher Raum“	41
4.8	Zusammenfassung des Maßnahmenkataloges des Kulturlandschaftsprogramms hinsichtlich der Szenarienbildung	42
4.8.1	Trends des Flächenanspruchs verschiedener Landnutzungsarten	42
4.8.1.1	Landnutzungsarten mit zunehmendem Flächenanspruch	42
4.8.1.2	Landnutzungsarten mit abnehmendem Flächenanspruch	42
4.8.2	Modellierungsrelevante Maßnahmen	43
4.8.3	Auswirkungen von Agrarumweltmaßnahmen	44
<b>5</b>	<b>Modellierung</b>	<b>46</b>
5.1	Anforderungen an das Modell	46
5.2	Gründe für die Wahl des Modells SWAT	46
5.3	Modellbeschreibung	47
5.3.1	Das HRU-Konzept	47
5.3.2	Prinzip des Wasserhaushalts in SWAT	48
5.3.3	Stofftransport	50

---

5.3.3.1	Erosion	50
5.3.3.2	Nährstoffe	50
5.3.3.3	Pestizide	50
5.3.4	Topologie – ja oder nein?	51
5.4	Datengrundlage	52
5.4.1	Klimaparameter	52
5.4.2	Das digitale Geländemodell	54
5.4.3	Die Bodendaten	54
5.4.4	Die Landnutzungsdaten	55
5.5	Das künstliche Referenzgebiet	56
5.5.1	Sensitivitätsanalyse ausgewählter Parameter	57
5.5.2	Datengrundlage der Sensitivitätsanalyse	57
5.5.3	Szenarien anhand des künstlichen Referenzgebietes	60
5.5.3.1	Überprüfung der Management-Einstellungen	60
5.5.3.2	Der Wald in SWAT / Modifizierungen für Nadelwaldflächen	61
5.5.3.3	Die Auswirkungen des korrigierten Blattflächenindex	62
5.5.3.4	Die Bedeutung der räumlichen Lage der Landnutzung	63
5.5.4	Die Auswirkungen ausgewählter Maßnahmen auf den Stoffhaushalt	65
5.5.4.1	Der Einfluss von Filterstreifen	65
5.5.4.2	Der Einfluss der Bodenbearbeitung	66
5.5.4.3	Der Einfluss der Reduzierung ackerbaulich genutzter Flächen	68
5.5.4.4	Der Einfluss reduzierter Düngergaben auf Ackerflächen (Extensivierung)	69
5.5.4.5	Der Einfluss der Grünlandbewirtschaftung bzw. -extensivierung	70
5.5.4.6	Flächenstilllegung	71
5.5.4.7	Der Einfluss der Gewässerlänge und der Morphologie des Gewässers	71
5.6	Kalibrierung der Abflussganglinien	72
5.6.1	Kalibrierung der Abflussmenge	74
5.6.2	Kalibrierung des zeitlichen Abflussverhaltens	74
5.6.3	Validierung	77
5.6.4	Landnutzungs-Management	78
5.7	Kalibrierung des Stoffhaushaltes	78
5.8	Abwassereinleitung	79
	Einfluss des Abwassers auf die Stoffkonzentration in der Ems	80
5.9	Verbesserungsmöglichkeiten	81
<b>6</b>	<b>Szenarien</b>	<b>82</b>
6.1	Veränderung der „Shape-Dateien“ und das Problem der HRU-Generierung	83
6.2	Extremszenario	83
6.2.1	Vegetation des Extremszenarios	83
6.2.2	Bodentypen des Extremszenarios	84
6.2.3	Natürlichkeitsgrad des Gewässers	85

---

6.2.4 Klimadaten des Extremszenarios	85
6.2.5 Ergebnisse des Extremszenarios	85
6.3 WRRL-Szenario	86
6.3.1 Vorgehensweise bei der Modellierung des WRRL-Szenarios	86
6.3.2 Wasser- und Stoffhaushalt des simulierten Ist-Zustandes	87
6.3.3 Szenario 1: Umwandlung von Ackerflächen in Grünland	88
6.3.4 Szenario 2: Grünlandextensivierung	89
6.3.5 Szenario 3: Umwandlung von Ackerflächen in Nadelwald	89
6.3.6 Szenario 4: Extensivierung von Ackerflächen	90
6.3.7 Szenario 5: Extensivierung weiterer Ackerflächen	92
6.3.8 Szenario 6: Implementierung gewässerbaulicher Maßnahmen	93
6.3.9 Szenario 7: Aufgabe der Nutzung der Auenbereiche	95
6.3.10 Szenario 8: Reduzierung der Ackerflächen zu Gunsten der Grünlandflächen	96
<b>7 Fazit</b>	<b>99</b>
7.1 Bewertung der Modellierung mit SWAT	99
7.2 Grenzen der Modellierung mit SWAT	100
7.3 Schlussfolgerungen	101
7.4 Handlungsempfehlungen / Handlungsbedarf	102
7.4.1 Richtwerte für die Flächenumverteilung	104
7.4.2 Extensivierungsmaßnahmen	104
7.4.3 Gewässerbauliche Maßnahmen	105
7.4.4 Kläranlagen	105
7.4.5 Begleitende Maßnahmen	105
7.4.6 Ländlicher Raum	105
<b>Anhang</b>	<b>107</b>
<b>Zusammenfassung</b>	<b>112</b>
<b>Summary</b>	<b>113</b>
<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>114</b>
<b>Ehrenwörtliche Erklärung</b>	<b>121</b>

# Abkürzungsverzeichnis

**ArcView:** Ein Geoinformationssystem der Firma ESRI (<http://www.esri.com>)

**AVSWAT:** Es handelt sich hier um die Kombination von ArcView-Interface (DI LUZIO et al., 2001) und dem Modell SWAT (FORTRAN Programm) (ARNOLD et al., 1998). Eine Differenzierung muss hier vorgenommen werden, da auch ein Interface für das GIS GRASS (<http://grass.itc.it/>) existiert. Das Interface ist eine graphische Oberfläche und dient in erster Linie der benutzerfreundlichen Bedienung des Modells SWAT. Das ArcView-Interface übernimmt die GIS-Funktionalitäten, Verschneidung von geographischen Informationen etc. und erleichtert die Dateneingabe und die nachträgliche Veränderung der Eingangsinformationen. Es erstellt die zahlreichen, vom Modell benötigten ASCII-Files.

**BA:** Basisabfluss

**BRD:** Bundesrepublik Deutschland

**BÜK 1000:** Boden-Übersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1: 1 000 000

**°C:** Grad Celsius

**CORINE:** Coordinated Information on the Environment

**DE:** Durchmischungseffizienz

**DWD:** Deutscher Wetterdienst

**EAGFL:** Europäischer Ausrichtungs- und Garantiefond für die Landwirtschaft

**EG:** Europäische Gemeinschaft

**ET<sub>a</sub>** = aktuelle Evapotranspiration

**ET<sub>pot</sub>**: Potenzielle Evapotranspiration

**EU:** Europäische Union

**EUROHARP:** Towards European Harmonised Procedures for Quantification of Nutrient Losses from Diffuse Sources, <http://www.euroharp.org>

**EZG:** Einzugsgebiet

**GAP:** Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union

**GGA:** Gesamtgebietsabfluss

**GIS:** Geo-Informationssystem

**GRASS GIS:** Geographic Resources Analysis Support System (<http://grass.itc.it/>)

**GV:** Großvieh-Einheit

**ha:** Hektar

**hr:** hours

**HRU:** Hydrologic Response Unit

**km:** Kilometer, **km<sup>2</sup>:** Quadratkilometer, **km<sup>3</sup>:** Kubikkilometer

**Kulap:** Kulturlandschaftsprogramm

**LAI:** leaf area index (Blattflächenindex) in [m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup>]

**LAWA:** Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

**LF:** Landwirtschaftliche Nutzfläche

**l:** Liter

**m:** Meter, **m<sup>2</sup>:** Quadratmeter, **m<sup>3</sup>:** Kubikmeter

**mg:** Milligramm

**mg / l:** Milligramm pro Liter

**mg N / l:** Milligramm Stickstoff pro Liter

**mm:** Millimeter

**N:** Stickstoff

- 
- N<sub>ges.</sub>**: Gesamt-Stickstoff  
**NH<sub>4</sub>-N**: Ammonium-Stickstoff  
**NO<sub>2</sub>-N**: Nitrit-Stickstoff  
**NO<sub>3</sub>-N**: Nitrat-Stickstoff  
**NRW**: Nordrhein-Westfalen  
**OA**: Oberflächenabfluss  
**org. N**: organischer Stickstoff  
**org. P**: organischer Phosphor  
**PBIAS**: Ein Maß für die Abweichung von simulierten und gemessenen Datenreihen (vgl. MARÉCHAL. 2003)  
**P<sub>ges.</sub>**: Gesamt-Phosphor  
**PT**: Pflugtiefe  
**r**: Korrelationskoeffizient oder Pearson'scher Korrelationsfaktor, Assoziationsmaß für kontinuierliche Variablen, Wertebereich -1 bis +1  
**r<sup>2</sup>**: Determinationskoeffizient oder Bestimmtheitsmaß, Maß für die Stärke des Zusammenhangs zwischen X und Y, Wertebereich 0 bis 1 (vgl. BAHRENBERG et al., 1999), ein Maß für die Modellanpassung  
**r<sub>eff.</sub>**: Nash and Sutcliffe Effizienz  
**RGV**: Raufutter fressende Großvieheinheiten  
**s**: Sekunde  
**SAPARD**: Special Accession Programme for Agriculture and Rural Development, Agrarpolitisches Instrument zur Beitrittsvorbereitung zur Erleichterung der Anpassung des Agrarsektors und des ländlichen Raums in den Beitrittsländern ([http://europa.eu.int/comm/agenda2000/index\\_de.htm](http://europa.eu.int/comm/agenda2000/index_de.htm)).  
**SBS**: Subbasin (Teileinzugsgebiet)  
**Shape-Datei (-File)**: Datei im ArcView-Vektordateiformat  
**SWAT**: Soil and Water Assessment Tool (ARNOLD, 1998)  
**TEZG**: Teileinzugsgebiet  
**UG**: Untersuchungsgebiet  
**WRRL**: EG-Wasserrahmenrichtlinie



## SWAT Terminologie

**Datenbanken** (vgl. NEITSCH et al., 2001 b)

**crop.dat:** plant growth database, includes parameters for most of the common plant species

**fert.dat:** fertilizer database, summarizes the relative fractions of nitrogen and phosphorus pools in the different fertilizers

**till.dat:** tillage database, contains mixing depth and mixing efficiency

**usersoil:** soil database, defines the physical properties for all layers in the soil

**userwgn:** weather generator input file, contains the statistical data needed to generate representative daily climate data

### Input Parameter

**(.bsn) Basin input file, general watershed attributes** (vgl. NEITSCH et al., 2001 b, S. 73)

**RCN:** Concentration of nitrogen in rainfall

**SFTMP:** Snowfall temperature (°C)

**SMFMN:** Melt factor for snow on December 21

**SMFMX:** Melt factor for snow on June 21

**SMTMP:** Snow melt base temperature (°C)

**SNO50COV:** Fraction of snow volume represented by SNOCOVMX that corresponds to 50% snow cover

**SNOCOVMX:** Minimum snow water content that corresponds to 100% snow cover (mm H<sub>2</sub>O)

**SURLAG:** Surface runoff lag coefficient

**TIMP:** Snow pack temperature lag factor

**(.gw) Groundwater input file** (vgl. Neitsch et al., 2001 b, S. 247)

**ALPHA\_BF:** Baseflow alpha factor (days)

**DEEPST:** Initial depth of water in the deep aquifer (mm H<sub>2</sub>O)

**GW\_DELAY:** Groundwater delay time (days)

**GW\_REVAP:** Groundwater "revap" coefficient

**GWQMN:** Threshold depth of water in the shallow aquifer required for return flow to occur (mm H<sub>2</sub>O)

**REVAPMN:** Threshold depth of water in the shallow aquifer for "revap" or percolation to the deep aquifer to occur (mm H<sub>2</sub>O)

**SHALLST:** Initial depth of water in the shallow aquifer (mm H<sub>2</sub>O)

**(.hru): HRU general input file** (vgl. NEITSCH et al., 2001 b, S. 171)

**CANMX:** Maximum canopy storage (mm H<sub>2</sub>O)

**EPCO:** Plant uptake compensation factor

**ESCO:** Soil evaporation compensation factor

**FILTERW:** Width of edge-of-field filter strip (m)

**OV\_N:** Manning's "n" value for overland flow

**RSDIN:** Initial residue cover (kg/ha)

**(.rte) Main channel input file** (vgl. Neitsch et al., 2001 b, S. 253)

**CH\_K2:** Effective hydraulic conductivity in main channel alluvium (mm/hr)

**CH\_L2:** Length of main channel (km)

**CH\_N2:** Manning's "n" value for the main channel

**CH\_W2:** Average width of main channel at top of bank (m)

---

**(.sub): Subbasin general input file** (vgl.

NEITSCH et al., 2001 b, S. 91)

**CH\_K1:** Effective hydraulic conductivity in  
tributary channel alluvium (mm/hr)

**CH\_L1:** Longest "tributary" channel length  
in subbasin (km)

**CH\_N1:** Manning's "n" value for the  
tributary channels

**CH\_W1:** Average width of  
tributary channels (m/m)

# Abbildungsverzeichnis

<b>Abb. 3-1:</b> Übersichtskarte und Abgrenzung des Untersuchungsgebietes.....	11
<b>Abb. 3-2:</b> Administrative Grenzen, Landkreise im Untersuchungsgebiet und die Regierungsbezirke Münster und Detmold.....	11
<b>Abb. 3-3:</b> Bodenkarte des Untersuchungsgebietes auf der Grundlage der BÜK1000.....	13
<b>Abb. 3-4:</b> Trend der Durchschnittstemperaturen des Sommer- und Winterhalbjahres Sommerhalbjahr = Mai bis Oktober Winterhalbjahr = November bis März.....	14
<b>Abb. 3-5:</b> Trend der Jahresdurchschnittstemperaturen, Lysimeterstation St. Arnold 1966- 2001.....	14
<b>Abb. 3-6:</b> Jahressummen des Niederschlags, Lysimeterstation St. Arnold 1965-2001.....	15
<b>Abb. 3-7:</b> Landnutzung im Vergleich: Deutschland (BRD), Nordrhein-Westfalen (NRW) und das Untersuchungsgebiet (UG), Quelle der Daten: Statistisches Jahrbuch 2001 NRW, Statistisches Bundesamt, <a href="http://www.lids.nrw.de">www.lids.nrw.de</a> .....	16
<b>Abb. 3-8:</b> Landnutzung im Einzugsgebiet der Ems in Nordrhein-Westfalen.....	17
<b>Abb. 3-9:</b> Gewässergüte der Ems und einiger Nebenflüsse.....	21
<b>Abb. 4-1:</b> Änderung der Flächennutzung in der Bundesrepublik Deutschland 1993 bis 2001, Quelle der Daten: Statistisches Bundesamt.....	34
<b>Abb. 4-2:</b> Änderung der Flächennutzung in Nordrhein-Westfalen 1990 bis 2001, Quelle der Daten: <a href="http://www.lids.nrw.de">www.lids.nrw.de</a> .....	36
<b>Abb. 4-3:</b> Änderung der Flächennutzung im Regierungsbezirk Münster 1990 bis 2001, Quelle der Daten: <a href="http://www.lids.nrw.de">www.lids.nrw.de</a> .....	38
<b>Abb. 5-1:</b> Wasserkreislauf in SWAT, Quelle: NEITSCH 2001a, S.8.....	49
<b>Abb. 5-2:</b> Künstliches Referenzgebiet, synthetische Fläche (zweifach überhöhte Darstellung).....	57
<b>Abb. 5-3:</b> Entwicklung des Blattflächenindex (LAI) bei einem Laubwald in SWAT 2000 in der Simulationsperiode 1985 – 2000.....	61
<b>Abb. 5-4:</b> HRU-Generierung für Szenario 1 und 2.....	64
<b>Abb. 5-5:</b> Effizienz des Filterstreifens in Abhängigkeit der Breite.....	66
<b>Abb. 5-6:</b> Kalibrierte Pegel-Einzugsgebiete.....	73
<b>Abb. 5-7:</b> Kalibrierung der Abflussganglinien im Zeitraum zwischen 1986 und 2000.....	76
<b>Abb. 5-8:</b> Kalibrierung der Abflussganglinien im Jahr 1999.....	76
<b>Abb. 6-1:</b> Vegetation des Extremszenarios.....	84
<b>Abb. 6-2:</b> Landnutzung und Stickstoffkonzentrationen des Ist-Zustandes.....	87
<b>Abb. 6-3:</b> Landnutzung und Stickstoffkonzentrationen der Szenarien 1 und 2.....	89
<b>Abb. 6-4:</b> Landnutzung und Stickstoffkonzentrationen des Szenarios 3.....	90
<b>Abb. 6-5:</b> Landnutzung und Stickstoffkonzentrationen des Szenarios 4.....	92
<b>Abb. 6-6:</b> Landnutzung und Stickstoffkonzentrationen des Szenarios 5.....	93
<b>Abb. 6-7:</b> Landnutzung und Stickstoffkonzentrationen des Szenarios 6.....	94
<b>Abb. 6-8:</b> Landnutzung und Stickstoffkonzentrationen des Szenarios 7.....	96
<b>Abb. 6-9:</b> Landnutzung und Stickstoffkonzentrationen des Szenarios 8.....	97
<b>Abb. 7-1:</b> Landnutzungssituation des potenziellen Ziel-Zustandes.....	106

## Tabellenverzeichnis

<b>Tab. 3-1:</b>	Verteilung der Bodentypen im Untersuchungsgebiet .....	12
<b>Tab. 3-2:</b>	Landnutzung im Vergleich: Deutschland, Nordrhein-Westfalen und im Regierungsbezirk Münster, Quelle: siehe Abbildung 3-7 .....	16
<b>Tab. 3-3:</b>	Landwirtschaftlich genutzte Fläche und Anbau ausgewählter Fruchtarten auf dem Ackerland der land- und forstwirtschaftlichen Betriebe im Mai 1999 (LDS 2002).....	18
<b>Tab. 4-1:</b>	Die wichtigsten Fristen der Wasserrahmenrichtlinie (LAWA 2003, S.4).....	30
<b>Tab. 4-2:</b>	Modellierbare Agrar- Umweltmaßnahmen.....	44
<b>Tab. 4-3:</b>	Bewertung von Umweltmaßnahmen im Vergleich zur guten landwirtschaftlichen Praxis (KOM 1998b, S.46).....	45
<b>Tab. 5-1:</b>	HRU-Generierung des Beispiels.....	51
<b>Tab. 5-2:</b>	Die statistischen Klimaparameter des Wettergenerators ( <i>userwgn.dbf</i> ).....	53
<b>Tab. 5-3:</b>	Parameter der Bodendatenbank <i>usersoil.dbf</i> .....	54
<b>Tab. 5-4:</b>	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse auf der Grundlage der synthetischen Fläche .....	58
<b>Tab. 5-5:</b>	Einfluss der Limitierung des Blattflächenwachstums auf ausgewählte Parameter.....	62
<b>Tab. 5-6:</b>	Ergebnisse der Szenarien 1 und 2 (Jahresmittelwerte).....	63
<b>Tab. 5-7:</b>	Der Einfluss von Filterstreifen auf den Stoffaustrag bzw. die Stoffkonzentration im Gewässer (Prozentuale Veränderungen gegenüber dem Referenzwert).....	65
<b>Tab. 5-8:</b>	Der Einfluss von Bodenbearbeitungsmethoden auf den Stoffaustrag bzw. auf die Stoffkonzentration im Gewässer (Prozentuale Veränderung gegenüber dem Referenzwert) .....	67
<b>Tab. 5-9:</b>	Gegenüberstellung einer konventionellen und einer schonenden Bodenbearbeitungsmethode. Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt .....	68
<b>Tab. 5-10:</b>	Der Einfluss der Reduzierung ackerbaulich genutzter Flächen auf ausgewählte Wasser- und Stoffhaushaltsgrößen (Prozentuale Veränderung gegenüber dem Referenzwert) .....	69
<b>Tab. 5-11:</b>	Einfluss reduzierter Düngergaben (Prozentuale Veränderung gegenüber dem Referenzwert) .....	69
<b>Tab. 5-12:</b>	Reduzierung der Nährstoffkonzentration im Gewässer durch Verringerung der Viehbesatzdichte.....	71
<b>Tab. 5-13:</b>	Einfluss der Parameter Gewässerlänge und Rauigkeit auf die Nährstoffkonzentration im Gewässer.....	72
<b>Tab. 5-14:</b>	Performance intervals (vgl. Maréchal 2003) .....	75
<b>Tab. 5-15:</b>	Statistische Gütemaße des simulierten Abflussverhaltens (Simulationsperiode).....	75

---

<b>Tab. 5-16:</b>	Statistische Gütemaße des simulierten Abflussverhaltens (Validierungsperiode) .....	77
<b>Tab. 5-17:</b>	Parametereinstellung der Pegel-Einzugsgebiete.....	77
<b>Tab. 5-18:</b>	Erläuterung der Parameter aus Gleichung 6-1 und 6-2 .....	80
<b>Tab. 6-1:</b>	Die Wasser- und Stoffhaushaltparameter des Extremszenarios .....	85
<b>Tab. 6-2:</b>	Grenzwerte für Stickstoffverbindungen der Güteklasse II (LAWA 1998).....	86
<b>Tab. 6-3:</b>	Auswirkung des Szenarios 1 auf den Wasser- und Stoffhaushalt (absolute Werte sowie prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand) .....	87
<b>Tab. 6-4:</b>	Auswirkung des Szenarios 1 auf den Wasser- und Stoffhaushalt (absolute Werte sowie prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand) .....	88
<b>Tab. 6-5:</b>	Auswirkung des Szenarios 2 auf den Wasser- und Stoffhaushalt (absolute Werte sowie prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand und dem vorherigen Szenario).....	89
<b>Tab. 6-6:</b>	Auswirkung des Szenarios 3 auf den Wasser- und Stoffhaushalt (absolute Werte sowie prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand und dem vorherigen Szenario).....	90
<b>Tab. 6-7:</b>	Auswirkung des Szenarios 4 auf den Wasser- und Stoffhaushalt (absolute Werte sowie prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand und dem vorherigen Szenario).....	92
<b>Tab. 6-8:</b>	Auswirkung des Szenarios 5 auf den Wasser- und Stoffhaushalt (absolute Werte sowie prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand und dem vorherigen Szenario).....	93
<b>Tab. 6-9:</b>	Auswirkung des Szenarios 6 auf den Wasser- und Stoffhaushalt (absolute Werte sowie prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand und dem vorherigen Szenario).....	95
<b>Tab. 6-10:</b>	Auswirkung des Szenarios 7 auf den Wasser- und Stoffhaushalt (absolute Werte sowie prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand und dem vorherigen Szenario).....	96
<b>Tab. 6-11:</b>	Auswirkung des Szenarios 8 auf den Wasser- und Stoffhaushalt (absolute Werte sowie prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand und dem vorherigen Szenario).....	97
<b>Tab. 6-12:</b>	Flächenanteil der Landnutzungsarten in den Szenarien, Gegenüberstellung Shape-File und SWAT.....	98

## Kapitel 1

### Einleitung

Die Bedeutung der Ressource Wasser als Lebensgrundlage sämtlicher Lebewesen – als Nahrungsmittel Nummer Eins – ist seit jeher bekannt. Aus diesem Grund lebt ein Großteil der Weltbevölkerung in unmittelbarer Nähe zu den Wasserläufen – den Lebensadern der Menschheit.

Die Flüsse werden heute in der Regel intensiv genutzt, sie dienen oft als Basis für die Trinkwasserversorgung und werden gleichzeitig mit kommunalen und industriellen Abwässern und schädlichen Einträgen durch die landwirtschaftliche Nutzung belastet; sie werden aufgestaut, eingedeicht, kanalisiert und umgeleitet und dienen als Transportwege und Fischereigewässer – mit dem Resultat, dass die Wasserqualität den definierten Ziel- bzw. Grenzwerten der vielfältigen Nutzungsansprüche nicht entspricht. In Mitteleuropa hat sich die Situation der Wasserqualität in den letzten Jahren dank des steigenden Umweltbewusstseins, fortschrittlicherer Umwelttechnologie und des Engagements im Bereich des Umweltschutzes verbessert. Dies gilt jedoch nicht ausnahmslos für alle Regionen. Verschiedene Flusseinzugsgebiete müssen weiterhin als stark verschmutzt oder anthropogen erheblich verändert eingestuft werden.

Aufgrund der Tatsache, dass sich die Flüsse und deren Einzugsgebiete nicht an Staatsgrenzen orientieren – beispielsweise beziehen zehn europäische Länder mehr als die Hälfte ihrer gesamten Wasserressourcen aus ihren Nachbarländern (vgl. KOM, 2000) – kommt es vielerorts zu Konflikten zwischen den Anrainerstaaten. Diese Konflikte sowie deren Ursachen – hier die Wasserqualität bzw. das Wasserdargebot – können nur durch internationale Kooperation gelöst werden.

Erste Schritte, den Umgang mit internationalen Gewässern zu regeln, wurden 1997 von den Vereinten Nationen mit der *„Konvention über das Recht zur schiffahrtsunabhängigen Nutzung von internationalen Wasserläufen“* eingeleitet (UNITED NATIONS, 1997).

Auf europäischer Ebene wurde im Jahre 1995 das *„Helsinki-Übereinkommen: grenzüberschreitende Wasserläufe und internationale Seen“* (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT, 1995) verabschiedet und im Jahre

2000 eine Richtlinie über eine gemeinsame Wasserpolitik, die *EG-Wasserrahmenrichtlinie*, erlassen. Die Mitgliedstaaten der Europäischen Union verpflichten sich, spätestens bis zum Jahr 2009 für jedes Flusseinzugsgebiet einen Bewirtschaftungsplan und ein Maßnahmenprogramm zu erstellen. Das Umweltziel der Richtlinie, ein zumindest *guter Zustand der Gewässer*<sup>1</sup>, muss bis zum Jahre 2015 umgesetzt werden (vgl. EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT, 2000). Die Mitgliedstaaten der EU stehen hier unter großem Handlungsdruck, da die Situation vieler Fließgewässer als sehr problematisch angesehen werden kann. Die biologischen und chemisch-physikalischen Qualitätsnormen eines Großteils der europäischen Flüsse werden nicht eingehalten. Handlungsbedarf besteht auch bei der Kartierung und Verbesserung der Gewässerstrukturgüte. Zur Gewässerstrukturgüte zählen nicht nur gewässerspezifische Faktoren, sondern es wird auch das Gewässerumfeld bei der Bewertung berücksichtigt.

Ein erheblicher Anteil der Schad- und Nährstoffbelastung der Gewässer ist auf die landwirtschaftliche Nutzung zurückzuführen, wobei verschiedene landwirtschaftliche Methoden unterschiedlich stark gewässerbelastend wirken. So macht es einen Unterschied, ob auf einem grundwassernahen Standort mit konventionellen Methoden oder beispielsweise unter den Auflagen des Ökologischen Landbaus gewirtschaftet wird, oder aber das Gebiet als Trinkwasserschutzgebiet deklariert wird. Um die Gewässerqualität nachhaltig zu verbessern bzw. zu sichern, müssen geeignete Maßnahmen ergriffen werden. Beispielsweise sollten umweltschonende Wirtschaftsweisen gefördert werden, verschiedene Flächen stillgelegt, gepflegt und/oder renaturiert werden. Darüber hinaus muss das Systemverhalten des wasser gebundenen Stofftransportes weiter erforscht werden, um die Frage nach dem: „Wo soll wie gewirtschaftet werden, um entsprechende Umweltqualitätsziele zu erreichen?“ beantworten zu können. Die Einhaltung von Umweltnormen ist unter anderem ein Ziel der *Gemeinsamen Agrarpolitik* Europas (GAP) und der Agrar-Umweltprogramme der Länder. Die GAP ist ein mächtiges Instrument zur Gestaltung der landschaftlichen und landwirtschaftlichen Entwicklung Europas, das Finanzvolumen betrug im Jahr 2000 44 % der gesamten Ausgaben der EU (vgl. KOM, 2000 b, S. 10).

Durch die gezielte Förderung bestimmter Maßnahmen werden Trends in der Landnutzung ausgelöst, denn die Landwirtschaft ist nicht zuletzt marktorientiert. Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist die Untersuchung der Auswirkungen von Agrar-Umweltmaßnahmen sowie Maßnahmen des Gewässerschutzes auf den Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Ems in Nordrhein-Westfalen. Besonderes Augenmerk bei der Analyse möglicher Landnutzungstrends gilt dabei dem Kulturlandschaftsprogramm (Kulap) von Nordrhein-Westfalen. Außerdem werden die Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie und der Gemeinsamen Agrarpolitik in die Untersuchungen einbezogen.

---

<sup>1</sup> Definition des *guten Zustands* nach der allgemeinen Begriffsbestimmung für den Zustand von Flüssen, Seen, Übergangsgewässern und Küstengewässern nach EG-Wasserrahmenrichtlinie: „Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps zeigen geringe, anthropogen bedingte Abweichungen an, weichen aber nur in geringem Maße von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen“ (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT, 2000, S. 38).

## 1.1 Ziel und Aufgabenstellung

Das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit erstreckt sich nahezu über das gesamte Flusseinzugsgebiet (EZG) der Ems im Bundesland Nordrhein-Westfalen. Die Fläche des Einzugsgebiets beträgt ca. 4130 km<sup>2</sup> und die des Untersuchungsgebietes (UG) 3590 km<sup>2</sup>. Die geographische Lage und Abgrenzung des Gebietes wird in den Karten in Kapitel 3 (Abbildung 3-1 und 3-2) veranschaulicht. Das UG wird hauptsächlich durch landwirtschaftliche Nutzung geprägt. Der Ackerflächenanteil beträgt etwa 77% der Gesamtfläche. Die stark nährstoffbelastete Ems mündet in unmittelbarer Nähe zu den Niederlanden in die Nordsee und ist eine der zehn in Deutschland gelegenen Flussgebietseinheiten, die der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) unterliegen. Da ein Teil des Ems-Einzugsgebietes in den Niederlanden liegt, handelt es sich um ein internationales Flusseinzugsgebiet, obwohl die Ems von der Quelle bis zur Mündung in der Bundesrepublik Deutschland verläuft. Ausgewählt wurde das EZG der Ems für die vorliegenden Untersuchungen, weil hier ein enormer Handlungsbedarf hinsichtlich der Verbesserung der Wasserqualität und der Gewässerstrukturgüte besteht. Hinsichtlich der Umsetzung der Umweltstandards der WRRL handelt es sich um ein Gebiet in dem grundlegende strukturelle Veränderungen vorgenommen und ökologische und sozial- bzw. wirtschaftsverträgliche Konzepte entwickelt werden müssen.

Im Kulturlandschaftsprogramm von Nordrhein-Westfalen werden seit 1993 und im NRW-Programm „Ländlicher Raum“ seit dem Jahr 2000 die Vorgaben der EU-Agrarreform von 1992 und der Agenda 2000 umgesetzt (vgl. MUNLV, 2001). Seit etwa zehn Jahren wird also der Wandel der Landnutzung seitens der Politik in Richtung umweltgerechter Nutzung forciert.

Das Ziel dieser Arbeit ist einerseits die Darstellung des aktuellen Zustandes der Landnutzungsstruktur und der Gewässerqualität der Region sowie eine Abschätzung der Auswirkungen einer veränderten Landnutzung und unterschiedlichen Bewirtschaftungsmethoden – in Abhängigkeit der geförderten Maßnahmen – auf den Wasser- und Stoffhaushalt des Einzugsgebietes der Ems in Nordrhein-Westfalen. substantieller Teil der Arbeit wird dabei die Erstellung eines Landnutzungsszenarios sein, in dem die Umweltstandards der EG-Wasserrahmenrichtlinie eingehalten werden. Dieses Szenario (WRRL-Szenario) wird allein aus der Perspektive des Naturhaushaltes darstellen, welche Maßnahmen mindestens erforderlich sind, um die Umweltqualitätsziele einhalten zu können. Sozioökonomische Aspekte bzw. eine Abschätzung der Realisierbarkeit des Szenarios können im Rahmen dieser Arbeit leider nicht durchgeführt werden.

Bezüglich des Wasserhaushalts werden die Größen: Gesamtgebietsabfluss, Oberflächen- und Basisabfluss sowie die Evapotranspiration untersucht. Die Ermittlung des Stofftransportes wird sich auf die Stickstoffkonzentrationen der Parameter: Nitrat-, Nitrit-, Ammonium- und Gesamt-Stickstoff beziehen. Als Werkzeug wird hierzu das Modell SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (ARNOLD, 1998) verwendet. Nähere Informationen zum Modell sind im Kapitel 5 aufgeführt.



## 1.2 Einordnung der Arbeit in das BMBF-Verbundprojekt: FLUMAGIS

Die Diplomarbeit wird im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes FLUMAGIS (*Interdisziplinäre Methoden- und Werkzeugentwicklung zur Planung und Kontrolle von Maßnahmen für das Flusseinzugsgebietsmanagement mit Geoinformationssystemen*) durchgeführt. Die Ergebnisse der Arbeit bilden einen Teil der zwei Wissensbasen, die gemäß des Projektzieles zur interdisziplinären Methoden- und Werkzeugentwicklung zum Flusseinzugsgebietsmanagement mit Geoinformationssystemen am Beispiel des Flusseinzugsgebietes der Oberen Ems notwendig sind. Informationen zum Projekt sind zu finden unter: <http://www.flumagis.de>

## Kapitel 2

# Methodik und struktureller Aufbau der Arbeit

## 2.1 Modellierung von Prozessen in der Landschaft

In den folgenden Werken sind Ansätze zur Landschaftsanalyse und zur Modellierung der Prozesse in Ökosystemen zusammengefasst: BASTIAN, O. & K. SCHREIBER (1999), BASTIAN, O. & U. STEINHARDT (2002), FINKE, L. (1986), KRÖNERT, R., U. STEINHARDT & M. VOLK (2001), LESER, H. (1976, 1991).

Es existieren unterschiedliche Methoden Landschaftsökosysteme zu erfassen, zu beschreiben und zu beobachten oder ehemalige Zustände zu rekonstruieren. Während sich einige Wissenschaftszweige mit der Datenerfassung und der Visualisierung der aufgenommenen Daten beschäftigen, sind andere bemüht, die in der Natur ablaufenden Prozesse zu erforschen und mathematisch zu beschreiben. Veränderungen des Landschaftssystems werden durch das Umweltmonitoring beobachtet.

Im Gegensatz zu den erfassenden, beschreibenden und beobachtenden Wissenschaften, die sich auf aktuelle oder vergangene Situationen beziehen, ist die Modellierung eher zukunftsorientiert. Mit ihrer Hilfe können die Auswirkungen veränderter Rahmenbedingungen auf ein Landschaftsökosystem untersucht werden. Die Grundlage hierfür beruht auf den Erkenntnissen der zuvor beschriebenen Wissenschaftsdisziplinen. Aufbauend auf diesen Erkenntnissen wird durch Abstraktion der Realität ein virtuelles Abbild (Modell) konstruiert, in dem die in der Natur ablaufenden Prozesse und Zusammenhänge mathematisch formuliert sind. Dieses Modell wird mit den spezifischen Daten des Untersuchungsgebietes gespeist und anschließend kalibriert und validiert. Werden die Prozesse des Untersuchungsgebietes durch das Modell ausreichend repräsentiert, können die aktuellen Rahmenbedingungen, abhängig von den Zielstellungen, verändert werden und die Effekte dieser Variierung auf das virtuelle Geosystem analysiert werden.

Modelle sind also Werkzeuge, die uns einen Blick in die Zukunft ermöglichen und dabei helfen komplexe Sachverhalte darzustellen und zu untersuchen. Für die Lösung der zukunftsorientierten Fragestellung der vorliegenden Arbeit wird daher auf die Methoden der Modellierung zurückgegriffen.

Da ein Modell aber nur ein vereinfachtes Abbild der Realität sein kann, sind Modellergebnisse immer mit Unsicherheiten behaftet. Im folgenden Abschnitt werden generelle Modellunsicherheiten beschrieben und Argumente angeführt, weshalb trotz dieser Unsicherheiten und Kritiken von Modellierungsskeptikern, die Modellierung als sinnvolles Instrument zur Abschätzung von Auswirkungen veränderter Rahmenbedingungen in Geoökosystemen eingesetzt werden kann.

Die Zusammenhänge und Wirkungsgefüge eines Landschaftsökosystems sind äußerst komplex. Während viele Prozesse in der Natur bereits erfasst wurden und mathematisch formuliert werden können, sind andere Prozesse (noch) nicht hinreichend bekannt bzw. erforscht oder aber können mathematisch nicht ausreichend beschrieben werden. Modellergebnisse werden aus diesem Grunde immer mit gewissen Unsicherheitsfaktoren belegt sein. Eine weitere Unsicherheit stellt die Qualität der Eingangsdaten dar. Messfehler werden wahrscheinlich immer auftreten, punkthafte Messdaten müssen inter- bzw. extrapoliert werden und kontinuierliche Daten werden diskretisiert. Als Beispiel seien hier die Eigenschaften der Niederschlagsdaten angeführt. Die Messung des Niederschlages wird, bedingt durch die Eigenschaften des Messgerätes, immer gewissen Fehlern bzw. Ungenauigkeiten unterliegen. Die Daten werden an einem oder mehreren Punkten im Gelände erfasst und werden anschließend durch Interpolationsverfahren auf eine Fläche übertragen. Regionale oder lokale Unterschiede des Niederschlages, z.B. durch Luv- und Leelagen ausgelöst, werden bei nicht ausreichender Messnetzdicke vernachlässigt bzw. verfälscht. Außerdem werden die quasi kontinuierlichen Niederschlagsdaten z.B. zu Tageswerten aggregiert. Die Intensität einzelner Niederschlagsereignisse wird somit geglättet und die Information, ob es sich um einen lang anhaltenden Regen oder aber um ein heftiges konvektives Ereignis handelte, geht verloren. Viele Prozesse aber, so der Bodenabtrag oder die Abflussbildung, sind stark abhängig vom Maß der Intensität des Niederschlages.

Jedes Modell arbeitet also mit einer zwangsläufig generalisierten Version der Realität. Weitere Unsicherheiten werden durch die Skalenfrage hervorgerufen, also in welcher Dimension das Untersuchungsgebiet betrachtet wird, wie hoch ist der Grad der Generalisierung ist und welcher Informationsverlust muss dabei in Kauf genommen werden muss.

Trotz der Vereinfachungen im Modell und der genannten Unsicherheiten ist es möglich, innerhalb eines definierten Wahrscheinlichkeitsspektrums, die Auswirkungen veränderter Rahmenbedingungen auf ein Landschaftsökosystem zu untersuchen. Unter den veränderten Rahmenbedingungen werden in der vorliegenden Arbeit eine veränderte Landnutzungssituation und unterschiedliche Bewirtschaftungsmethoden verstanden. Mögliche Klimaänderungen werden nicht berücksichtigt, da diese die Modellunsicherheiten zusätzlich verstärken würden und für den beobachteten Zeitraum ohnehin eine sehr geringe Bedeutung hätten. Die Modellierung kann ein wertvolles Instrument für die Abschätzung zukünftiger Entwicklungen und eine Entscheidungshilfe bzw. Entscheidungsunterstützung sein. Vorausgesetzt, die Funktionen des Naturhaushaltes wurden realitätsnah im verwendeten Modell umgesetzt. Nachdem die oftmals langwierige Datenaufbereitung und Kalibrierung abgeschlossen ist, können unter relativ geringem Zeitaufwand verschiedene Szenarien berechnet werden. Weiterhin kann eine Erkenntnisgewinnung hinsichtlich des Prozessverständnisses beim Anwender stattfinden. Auch negative Er-

kenntnisse sollten als Erkenntnis gewertet werden, auch wenn daraus lediglich gelernt wird wie etwas nicht funktionieren kann. Ein gutes Modell sollte daher transparent, erweiterungsfähig und korrekturfähig sein. Das ist in den meisten Fällen leider nicht gegeben, da die Quellcodes der Programme nicht veröffentlicht werden. Anders bei dem Modell SWAT, das in der vorliegenden Arbeit zur Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes der Ems verwendet wurde. Das Modell ist kostenlos, sehr gut dokumentiert und steht als Open-Source-Produkt im Internet zum Download bereit.

<http://www.brc.tamus.edu/swat/>.

Dank der modernen Computertechnologie können sehr komplexe mathematisch erfasste Prozesse berechnet werden, die ohne diese Technologie kaum lösbar wären. Warum sollte diese technische Errungenschaft nicht genutzt werden? Die Zuverlässigkeit gegenwärtiger Modelle ist zwar verbesserungs- bzw. entwicklungswürdig, aber auch entwicklungsfähig.

Während die Modellierung des Wasserhaushaltes von vielen Wissenschaftlern durchgeführt wird und dabei sehr gute Ergebnisse erzielt werden, ist die Darstellung des Stoffhaushaltes bislang ein „heikles“ Thema. Die Kenntnisse über die Nähr- und Schadstoffströme im Geoökosystem sind, im Gegensatz zum Wasserhaushalt, noch relativ gering. Das liegt zum einen an der Tatsache, dass Stoffe auf ihren Transportwegen komplizierten Umwandlungsprozessen unterliegen. Die Prozesse an sich sind zum Teil bekannt, beispielsweise die Denitrifikation. In welchem Maße und mit welcher Geschwindigkeit diese Prozesse ablaufen ist jedoch von vielen, teilweise noch unerforschten, Faktoren und Wechselwirkungen abhängig. Aufgrund der Komplexität der Einflussgrößen auf den Stoffhaushalt sind die Modellaussagen im Gegensatz zur rein hydrologischen Modellierung in der Regel mit einer höheren Unsicherheit behaftet. Trotzdem wird in dieser Arbeit versucht, den Einfluss von Landnutzungsänderungen und verschiedenen Bewirtschaftungsmethoden auf den Nährstoffeintrag in die Ems zu untersuchen. In landwirtschaftlich geprägten Regionen, wie dem Untersuchungsgebiet, spielt die Nitrat- bzw. Gesamtstickstoffkonzentration eine dominierende Rolle in der Bewertung der chemischen Gewässergüte. Das Hauptaugenmerk der stofflichen Betrachtungen ist daher auf den Stickstoffeintrag gerichtet. Darüber hinaus werden vom Modell SWAT auch die Transporte anderer Nährstoffe simuliert (vgl. NEITSCH et al., 2001 a), können aber aufgrund nicht ausreichender Datengrundlage in dieser Arbeit nicht modelliert werden.

## 2.2 Struktureller Aufbau der Arbeit

### *Kapitel 3*

Um die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen und Bewirtschaftungsmethoden auf den Wasser- und Stoffhaushalt zu analysieren, muss zuerst die aktuelle geographische, ökologische und wirtschaftliche Situation des Untersuchungsgebietes beschrieben und kartographisch dargestellt werden. Dies erfolgt im Kapitel drei. Es wurden Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes, Bodendaten der Bodenübersichtskarte (BÜK 1000) und Landnutzungsdaten des CORINE-Landcover ausgewertet. Der zweite Teil dieses Kapitels befasst sich mit der Charakterisierung und Beschreibung des Ems-Laufes sowie dessen ökologischen Zustandes. Die Grundlage hierfür lieferten verschiedene Gewässergüteberichte

des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalens. Am Ende des Kapitels werden die Geoökofaktoren des Untersuchungsraumes kurz zusammengefasst.

#### ***Kapitel 4***

Nachdem die aktuelle Situation im Untersuchungsgebiet erfasst und dargestellt wurde, wird, in Hinblick auf die Erstellung plausibler Landnutzungsszenarien, die potenzielle zukünftige Entwicklung der Landnutzung untersucht. Hierzu wird im vierten Kapitel eine Analyse der Landwirtschaftstrends, basierend auf politischen Hintergründen wie der *Gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union* (GAP), der *EG-Wasserrahmenrichtlinie* (WRRL) und des *Kulturlandschaftsprogramms* Nordrhein-Westfalens, durchgeführt. Zunächst wird ein historischer Abriss der Geschichte der GAP gegeben und die aktuellen Ziele dargestellt. Anschließend werden allgemeine Landnutzungstrends in Europa und der Bundesrepublik Deutschland aufgezeigt. Für die Untersuchung der zukünftigen Entwicklung der Landwirtschaft im Untersuchungsgebiet besitzt das Kulturlandschaftsprogramm von NRW zentrale Bedeutung. Die Agrar-Umweltmaßnahmen sowie die Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes werden dazu ausführlich vorgestellt. Weiterhin werden statistische Landnutzungsdaten der vergangenen Jahre ausgewertet, um auf dieser Grundlage die Tendenzen im Untersuchungsraum herauszuarbeiten und entsprechende Szenarien abzuleiten.

#### ***Kapitel 5***

Im fünften Kapitel wird zunächst die grundsätzliche Funktionsweise des Modells SWAT beschrieben und die Aufbereitung der benötigten Eingangsdaten erläutert. Anhand einer synthetischen Fläche (Referenzgebiet) wird eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, um die Modellreaktionen auf die Variierung verschiedener Parameter zu untersuchen. Außerdem werden mit Hilfe des Referenzgebietes verschiedene Szenarien durchgeführt und die Auswirkungen ausgewählter Gewässerschutzmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt demonstriert. Anschließend wird zur Darstellung des Ist-Zustandes das Modell mit aktuellen Klima-, Boden-, Landnutzungs- und Bewirtschaftungsdaten gespeist und der erste Simulationslauf durchgeführt. Danach erfolgt die Kalibrierung des Modells auf die spezifischen Eigenschaften des Geländes. Nach erfolgreicher Anpassung des simulierten Abflussverhaltens der Wasserhaushaltsgrößen (Gesamtgebietsabfluss, Verhältnis von Oberflächen- und Basisabfluss) an die gemessenen Abflusswerte unterschiedlicher Pegel, erfolgt eine Validierung anhand einer anderen Zeitperiode. Die Modellergebnisse des Ist-Zustandes dienen als Referenz für die Ergebnisse der Szenarien (Extrem-szenario und WRRL-Szenario).

#### ***Kapitel 6***

In diesem Kapitel wird zunächst eine Simulation mit einer Landnutzungssituation durchgeführt, die die potenzielle natürliche Vegetation des Untersuchungsgebietes ohne anthropogenen Einfluss repräsentiert. Anhand dieses Szenarios (Extremszenario) soll herausgefunden werden, wie hoch beispielsweise die natürliche Nitratkonzentration in der Ems wäre. Anschließend wird mittels der Szenariotechnik eine Landnutzungssituation konstruiert, bei der die Umweltstandards der EG-Wasserrahmenrichtlinie im Untersuchungsgebiet eingehalten werden (WRRL-Szenario). In erster Linie müssen die, hauptsächlich

aus der Landwirtschaft stammenden, Nährstoffeinträge ins Gewässersystem reduziert werden. Hierzu wird zunächst der Anteil der Ackerflächen zu Gunsten der Grünland- und Waldstandorte verringert. Zusätzlich werden die Bewirtschaftungsmethoden geändert, z.B. geringere Düngergaben verabreicht (Extensivierung) oder andere Fruchtfolgen und unterschiedliche Bodenbearbeitungsmethoden implementiert. Darüber hinaus gibt es in SWAT die Möglichkeit Uferrandstreifen auf HRU-Ebene zu simulieren. Im Ems-Gewässerauenprogramm (vgl. Steinmann, StUA 2002 a) ist vorgesehen, vorhandene Altarme wieder an den Gewässerlauf anzuschließen, die Auenwälder zu entwickeln, Uferrandstreifen anzulegen, Gehölzpflanzungen vorzunehmen und die Entwicklung der Eigendynamik der Ems durch Entfernung von Uferschotterungen zu fördern. Einige dieser Maßnahmen können eventuell im Modell umgesetzt werden. Beispielsweise könnte die Altarmschließung über eine Verlängerung der Gewässerslänge realisiert werden und die Erhöhung des Natürlichkeitsgrades über den Rauheitsfaktor der Gewässermorphologie gesteuert werden. Die erwarteten Konsequenzen wären hier eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit, die zur Selbstreinigungskraft des Gewässers beitragen sollte und den Abbau von Nährstoffen beschleunigen könnte. Während die beiden letztgenannten Maßnahmen durch Parameteränderungen erzielt werden können, muss bei der Umverteilung der Landnutzungssituation die aktuelle Landnutzungsdatei verändert werden.

Die Reduzierung der Ackerflächen, die Ausdehnung der Fläche mit extensiven Bewirtschaftungsmethoden sowie weitere im Modell realisierbare Maßnahmen werden solange fortgeführt, bis eine Landnutzungssituation entsteht, in der die Nährstoffkonzentrationen im Gewässer den Zielvorgaben entspricht. Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) gibt beispielsweise eine Gesamtstickstoffkonzentration von 3 mg/l vor (LAWA, 1998). Da sich in der Untersuchungsregion kaum Industrie angesiedelt hat, ist die Schadstoffbelastung durch industrielle Abwässer sehr gering bis vernachlässigbar bzw. lokal begrenzt. Es ist anzunehmen, dass die konstruierte Landnutzungssituation für die Region nicht wirtschafts- und sozialverträglich sein wird. Unter diesen Umständen müsste eine Kompromisslösung entwickelt werden, die einerseits realisierbar ist, die Belange der Umwelt jedoch nicht im Hintergrund stehen. Im Rahmen dieser Arbeit kann dieses Problem jedoch nicht gelöst werden.

## ***Kapitel 7***

Im letzten Kapitel wird zunächst ein kurzer Erfahrungsbericht über die Arbeit mit dem Modell SWAT dargestellt und es werden die Grenzen des Modells erläutert. Anschließend wird der Handlungsbedarf im Untersuchungsgebiet als Resultat der Modellergebnisse aufgezeigt und die Maßnahmen erläutert, die aus der Sicht des Umweltschutzes bzw. des Gewässerschutzes zur Erreichung der Umweltqualitätsziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie nötig sind.

## Kapitel 3

# Das Einzugsgebiet der Ems in Nordrhein-Westfalen

### 3.1 Geographische Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

Das gesamte Einzugsgebiet der Ems umfasst eine Fläche von 15 600 km<sup>2</sup>, davon liegen ca. 85% in der Bundesrepublik Deutschland und ca. 15% in den Niederlanden (vgl. BMU 2000). Auf das Bundesland Nordrhein-Westfalen entfällt ein Anteil von etwa 4 130 km<sup>2</sup>, dies entspricht etwa einem Viertel des Gesamteinzugsgebietes.

Der Untersuchungsraum erstreckt sich über das Einzugsgebiet des Ems-Laufes von der Quelle bis zur Stadt Rheine (siehe Abbildung 3-1). Rund 94% des Untersuchungsgebietes liegen im Bundesland Nordrhein-Westfalen und ca. 6% in Niedersachsen. Die Fläche des Untersuchungsgebietes beträgt 3590 km<sup>2</sup>. Die Flächendifferenz zwischen Untersuchungsgebiet und nordrhein-westfälischem Ems-Einzugsgebiet ergibt sich aus der Tatsache, dass das Einzugsgebiet der Großen Aa (nordöstlich von Rheine) zwar zum Ems-Einzugsgebiet gehört, die Große Aa jedoch erst oberhalb der Stadt Rheine in die Ems mündet. Auf nordrhein-westfälischem Gebiet befindet sich also eine oberirdische Wasserscheide zwischen Ems- und Aa-Einzugsgebiet. Daher wird vom Modell SWAT bei der Berechnung des Ems-Einzugsgebietes aus dem digitalen Geländemodell das Einzugsgebiet der Großen Aa ausgegrenzt.

Das Untersuchungsgebiet liegt in der westfälischen Tieflandsbucht, die morphologisch gesehen ein Ausläufer des Norddeutschen Tieflandes ist und im Norden und Osten vom Teutoburger Wald und im Süden von den Beckumer Bergen begrenzt wird. Ein großer Teil der Region wird auch als Münsterland bezeichnet. Aus der Karte in Abbildung 3-2 geht hervor, welche Landkreise einen Anteil am Untersuchungsgebiet haben und aus welchen Landkreisen sich die Regierungsbezirke Münster und Detmold zusammensetzen. Die Kenntnis der administrativen Grenzen ist beispielsweise von Bedeutung, wenn man an die Landschaftsplanung denkt. Was im Regierungsbezirk Münster beschlossen wird, muss nicht unbedingt für den Regierungsbezirk Detmold gelten, der jedoch einen großen Anteil am Einzugsgebiet

besitzt. Noch deutlicher wird diese Problematik, wenn man bedenkt, dass ein Teil des Untersuchungsgebietes in Niedersachsen liegt. Hier ist sogar die Kooperation zweier Bundesländer gefragt.

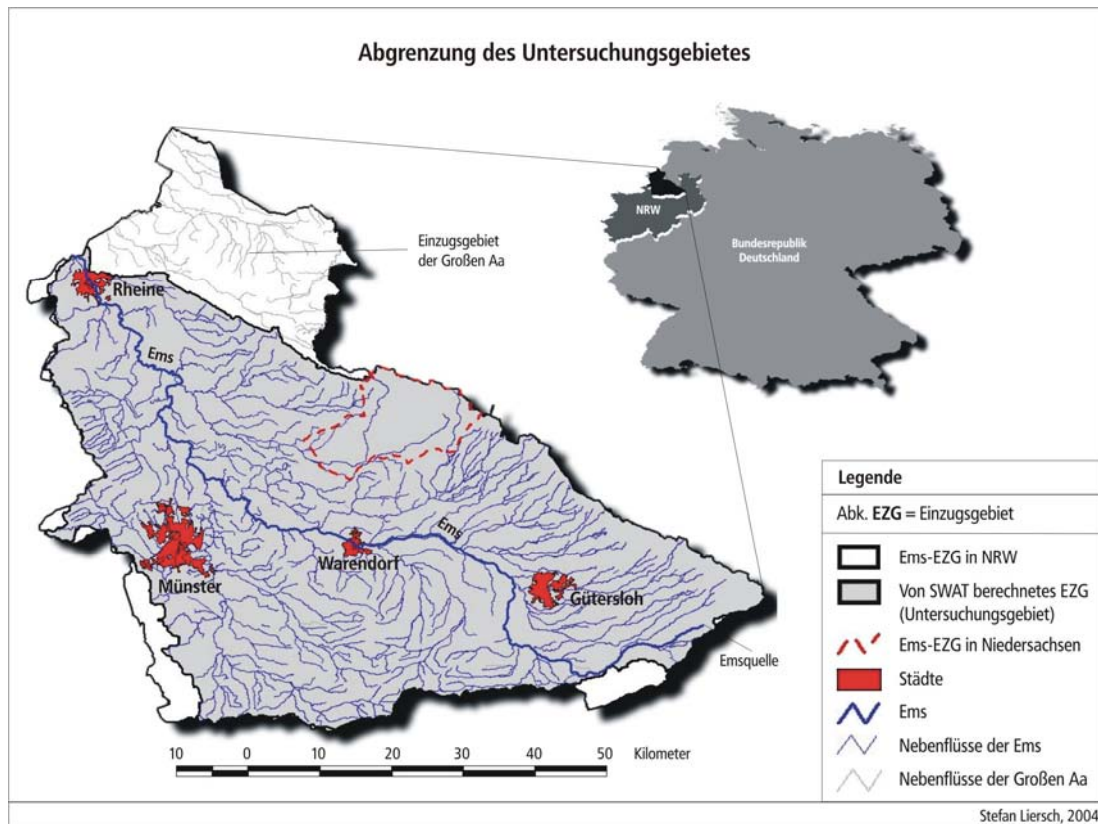


Abb. 3-1: Übersichtskarte und Abgrenzung des Untersuchungsgebietes



Abb. 3-2: Administrative Grenzen, Landkreise im Untersuchungsgebiet und die Regierungsbezirke Münster und Detmold



### 3.1.1 Geologie und Boden

Die Westfälische Bucht ist ebenso sandgeprägt wie das übrige Norddeutsche Tiefland, unterscheidet sich aber durch eine stärkere Reliefierung. Geologisch gesehen besteht sie aus Gesteinen des Mesozoikums, wird jedoch weitestgehend durch holozäne und pleistozäne Lockergesteine überdeckt. Die kreidezeitlichen Sedimente ragen als Kalkmergelplatten der Beckumer Berge (bis 173 m) oder Kalksandsteinerhebungen der Baumberge (bis 186 m) aus den quartären Ablagerungen heraus. In den Niederungen dominieren fluviatile sandige und kiesige Sedimente. In den höheren Lagen liegen ausgedehnte Sandgebiete sowie Verwitterungsgebiete der Flussterrassen und Moränenlandschaften (vgl. WOITSCHÜTZKE et al., 1996).

Auf ursprünglich saaleeiszeitlichen Talsanden, Terrassensanden und Sandern der Ems im Ostmünsterland haben sich unter weit verbreitendem, mehr oder weniger starkem Grundwassereinfluss überwiegend basenarme Sandböden gebildet: Podsole, Braunerden, Gleye und Moore in allen Übergangsstufen (vgl. WOITSCHÜTZKE et al., 1996).

Im Kernmünsterland beeinflussten dagegen die Schichten der Kreide, teilweise überlagert von Geschiebelehm, Sandlöß und Flugdecksanden in unterschiedlicher Mächtigkeit, die Bodenbildung maßgeblich. Es handelt sich durchweg um basenreiche Lehmböden: Braunerden, Pseudogleye und Gleye. Sie zeigen je nach Ausgangsmaterial und Lage wechselnde aber vielfach stark ausgeprägte Staufeuchte (vgl. BÜBIS, 1993, S. 241)

Die prozentuale Verteilung der Bodentypen mit mehr als einem Prozent Flächenanteil sind in der Tabelle 3-1 und in der folgenden Karte (Abbildung 3-3) dargestellt. Die Datengrundlage basiert auf der digitalen Bodenübersichtskarte Deutschlands im Maßstab 1:1 Mio. (BÜK 1000), aus der das Untersuchungsgebiet ausgeschnitten wurde. Die Spalte LBA enthält die Kennziffern der Bodentypen und korrespondiert mit der Spalte LBA10 in der Bodendatenbank der BÜK 1000.

Tab. 3-1: Verteilung der Bodentypen im Untersuchungsgebiet

LBA	Bodentyp	[%]
17	Gley-Podsol aus sandigen Flussablagerungen	34.4
31	Braunerde-Podsol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	15.2
10	Auenboden (Auenregosol) aus sandigen Flusssedimenten	10.2
52	Braunerde aus Mergelgesteinen und kalkhaltigen Schottern	7.9
19	Parabraunerde aus Geschiebelehm	7.6
22	Pseudogley aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm	4.4
33	Eisenhumuspodsol aus nährstoffarmen Sanden	4.0
6	Niedermoor	3.5
28	Podsolige Pseudogley-Braunerde aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm	2.9
11	Auenboden (Auengley-Auenbraunerde) aus lehmig-tonigen Flusssedimenten	2.1
66	Braunerde-Pelosol aus lössvermischem Verwitterungsmaterial unterschiedlicher Gesteine	2.0
42	Fahlerde aus Löss	1.6
70	Pararendzinen aus anthropogenen Ablagerungen der Großstädte	1.4
16	Braunerde aus lehmigen und sandig-lehmigen Flussablagerungen	1.4

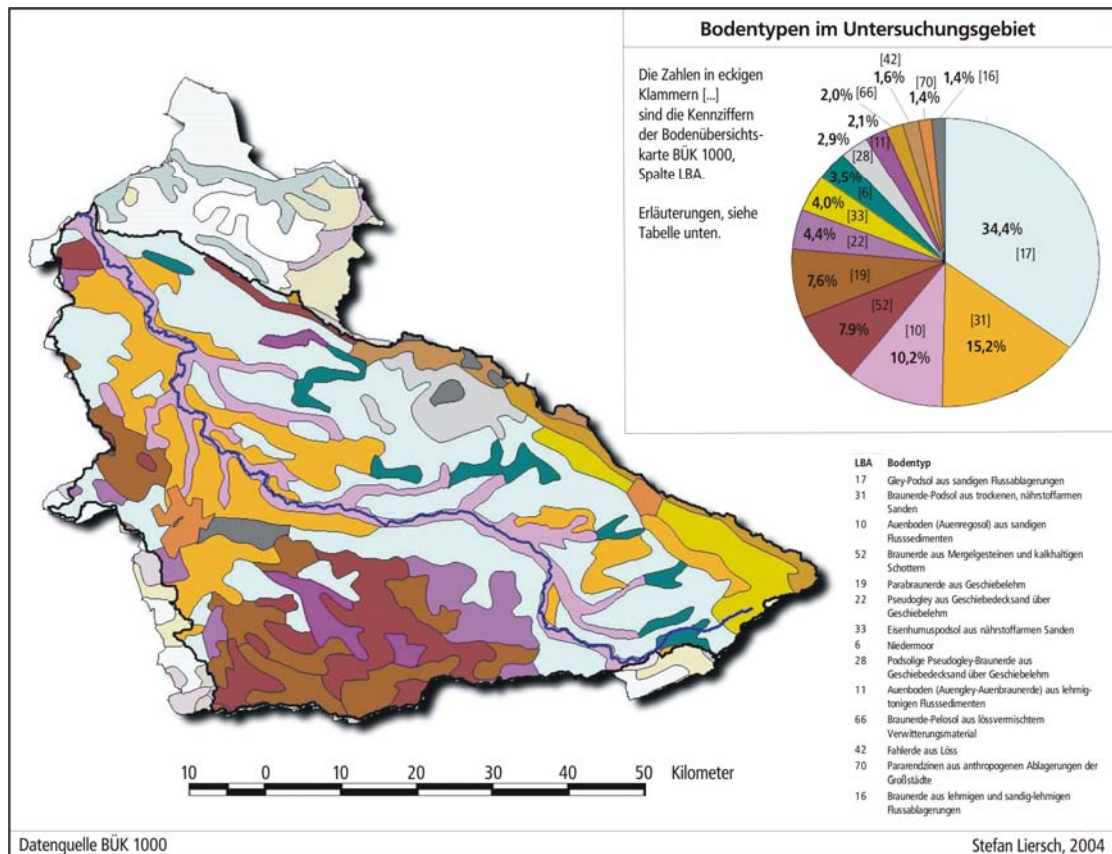


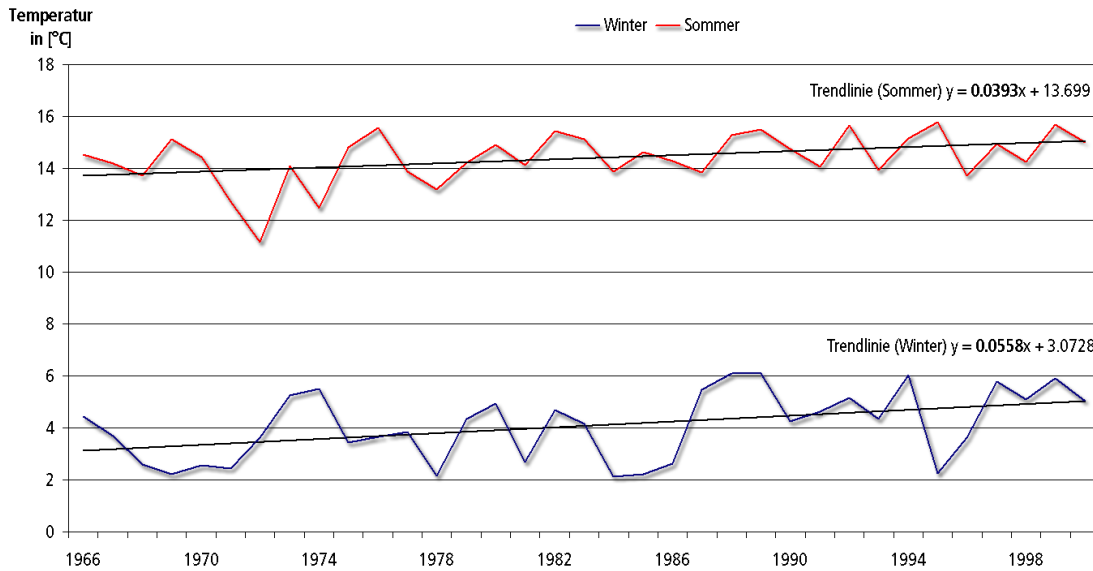
Abb. 3-3: Bodenkarte des Untersuchungsgebietes auf der Grundlage der BÜK 1000

### 3.1.2 Klima

Das Klima im Einzugsgebiet der Ems ist atlantisch-maritim geprägt und zeichnet sich durch milde Winter und relativ kühle Sommer aus. Die im Folgenden beschriebenen Klimadaten wurden an der Lysimeterstation St. Arnold in den Jahren von 1966 bis 2002 aufgezeichnet. Die Station befindet sich im Nordwesten des Untersuchungsgebietes.

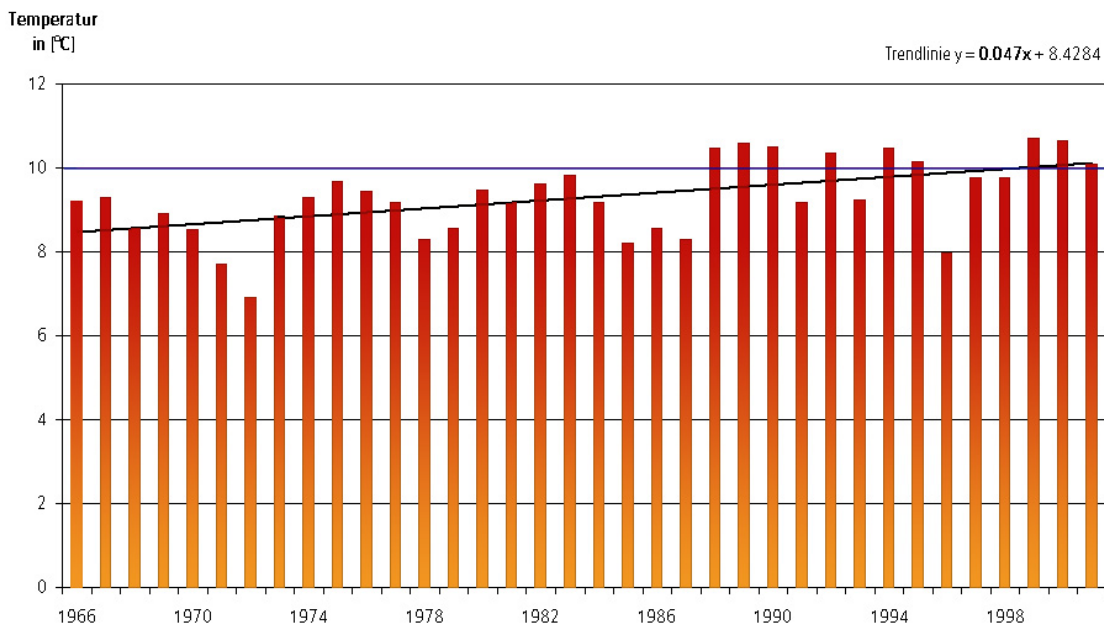
Die langjährigen *Monatsmitteltemperaturen* im Januar liegen bei +1,7°C. Die Minstdurchschnittstemperatur in diesem Zeitraum erreichte -5,4°C und die maximale Durchschnittstemperatur +6,3°C. Die Sommertemperaturen im Juli betragen durchschnittlich +17,6°C (Mindesttemperatur +15,1°C und Maximaltemperatur +22,1°C). Die jährliche Durchschnittstemperatur liegt bei 9,3°C. Die Untersuchung der monatlichen Mitteltemperaturen des gesamten Zeitabschnitts ergaben für jeden Monat einen positiven Trend. In den Wintermonaten ist die Differenz der minimalen und maximalen Durchschnittstemperaturen deutlich höher als in den Sommermonaten. Die Varianz der Tagesdurchschnittstemperaturen ist demzufolge in den Wintermonaten ebenfalls größer als im Sommer. Die Abbildung 3-4 zeigt, dass der Trend der Erwärmung in den Winterhalbjahren geringfügig höher ist als in den Sommerhalbjahren. Bei den Jahresdurchschnittstemperaturen im Zeitraum zwischen 1966 bis 2001 lässt sich anhand der Trendlinie eine steigende Tendenz von 0,047°C pro Jahr feststellen. Über die 36 Beobachtungsjahre ergibt sich daraus ein Temperaturzuwachs von insgesamt 1,7°C. In den Jahren zwischen 1966 und 1987 lag die Jahresdurchschnittstemperatur ausnahmslos unter 10°C. In den 14

Jahren zwischen 1988 und 2001 überstiegen die Jahresdurchschnittstemperaturen neunmal die 10 °C-Marke (vgl. Abbildung 3-5).



Datenquelle: Lysimeterstation St. Arnold

**Abb. 3-4:** Trend der Durchschnittstemperaturen des Sommer- und Winterhalbjahres; Sommerhalbjahr = Mai bis Oktober, Winterhalbjahr = November bis März



**Abb. 3-5:** Trend der Jahresdurchschnittstemperaturen, Lysimeterstation St. Arnold 1966 bis 2001

Die Luftfeuchtigkeit und der Niederschlag erreichen im Ems-Einzugsgebiet hohe Werte. Die *relative Luftfeuchtigkeit* beträgt im Winterhalbjahr (November bis April) durchschnittlich 83 % und im Sommer-

halbjahr 77%. Die durchschnittliche jährliche *Niederschlagsmenge* liegt bei 793 mm. Die maximale Niederschlagsmenge im beobachteten Zeitraum betrug 1055 mm und die Mindestmenge 557 mm. Ein eindeutiger Trend kann nicht nachgewiesen werden.

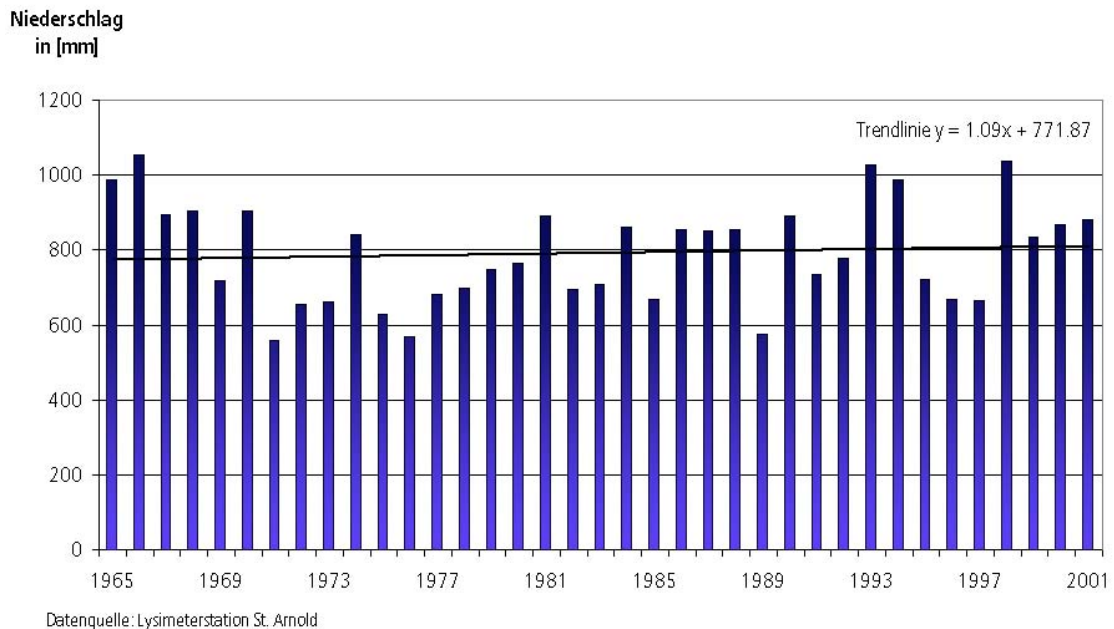


Abb. 3-6: Jahressummen des Niederschlags, Lysimeterstation St. Arnold 1965 bis 2001

### 3.1.3 Landnutzung

Die Flächennutzung wird von der Landwirtschaft dominiert und unterscheidet sich in der Verteilung der Landnutzung stark vom Bundesgebiet sowie von Nordrhein-Westfalen, siehe Abbildung 3-7. Abgesehen von der Tatsache, dass das Untersuchungsgebiet ohne menschliche Eingriffe nahezu vollständig bewaldet wäre, ist ein Waldanteil von knapp 10% im nationalen und europäischen Vergleich außerordentlich gering. Die Region ist arm an Stillgewässern, Seen mit einer Fläche über 0,5 km<sup>2</sup> kommen nicht vor.

Die unterschiedlichen Angaben der Flächennutzung des Untersuchungsgebietes in den Abbildungen 3-7 und 3-8 sind durch zwei Faktoren bedingt. Die Daten stammen einerseits aus unterschiedlichen Quellen und andererseits aus verschiedenen Jahren. Die Karte der Landnutzung (Abbildung 3-8) basiert auf den CORINE-Daten von 1997 und konnte aufgrund der digitalen Verfügbarkeit in einem GIS exakt auf die Größe des berechneten Untersuchungsgebietes zugeschnitten werden. Als Datengrundlage für die Kreisdiagramme (Abbildung 3-7) dienen Tabellen des Statistischen Bundesamtes und des Statistischen Jahrbuches 2001 von NRW. Die Daten sind aktueller, aber das Untersuchungsgebiet (UG) konnte nicht exakt abgegrenzt werden. Es wurden die Daten der Landkreise Steinfurt, Warendorf, Gütersloh und der kreisfreien Stadt Münster zusammengefasst. Zur Lage der Landkreise siehe Abbildung 3-2. Die genannten Landkreise besitzen einen bedeutenden Flächenanteil am Untersuchungsgebiet. Für den Teil des Einzugsgebietes, der in Niedersachsen liegt, standen keine Daten zur Verfügung und die übrigen Landkreise, mit einem geringen Flächenanteil am Untersuchungsgebiet, wurden vernachlässigt.

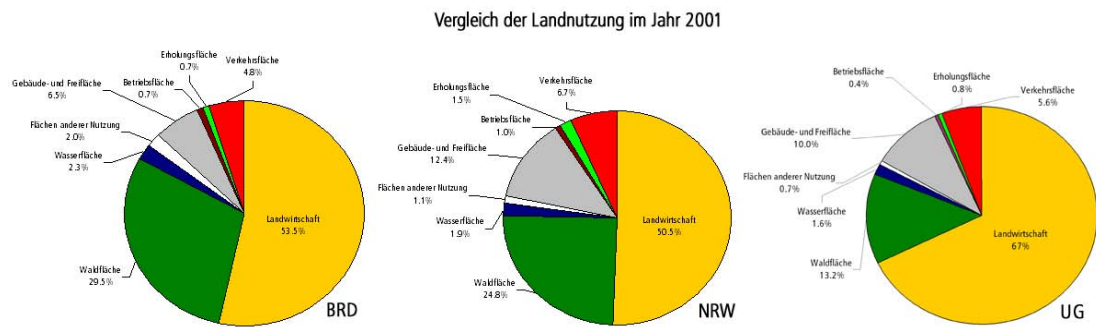


Abb. 3-7: Landnutzung im Vergleich: Deutschland (BRD), Nordrhein-Westfalen (NRW) und das Untersuchungsgebiet (UG), Quelle der Daten: Statistisches Jahrbuch 2001 NRW, Statistisches Bundesamt, www.lids.nrw.de

Tab. 3-2: Landnutzung im Vergleich: Deutschland, Nordrhein-Westfalen und im Regierungsbezirk Münster, Quelle: siehe Abbildung 3-7

Landnutzung	Jahr 2001 in [%] von der Gesamtfläche		
	BRD	NRW	UG
Landwirtschaft	53.5	50.7	67.0
Waldfläche	29.5	24.8	13.2
Wasserfläche	2.3	1.9	1.6
Flächen anderer Nutzung	2.0	1.1	0.7
Gebäude- und Freifläche	6.5	12.3	10.0
Betriebsfläche	0.7	1.0	0.4
Erholungsfläche	0.7	1.4	0.8
Verkehrsfläche	4.8	6.7	5.6

Für das Münsterland ist die Einzelhoflage typisch. Heterogene Boden- und Wasserverhältnisse bedingen eine vielfältige Gliederung der Landnutzung, die einen Parklandschaftscharakter entstehen lässt (vgl. BÜBIS, 1993, S. 239).

Eine besondere Bedeutung kommt den Veredelungsbetrieben zu. „Diese Betriebsform liegt mit 25% der Betriebe weit über dem Landesdurchschnitt von 14%“ (MUNLV a, S. 20). Typisch für die Region ist die Bullenmast und insbesondere die Schweineproduktion. „Der Schweinebestand im Münsterland nahm zwischen 1988 – 1996 um 20% zu. Die Mastschweinebesatzdichte liegt in diesem Erzeugungsgebiet mit einer Jahresproduktion von 803 Tieren je 100 ha Landfläche weit über den Zahlen aus den anderen Landesteilen. Grundlage der Veredelung ist der Maisanbau und die Verwertung des hohen Gülleanfalls als Dünger“ (MUNLV a, S. 20). Die Veredelungswirtschaft bietet den im Landesdurchschnitt kleineren Betrieben Existenzmöglichkeiten. Die vergleichsweise geringeren Betriebsaufgaben, 1,5% pro Jahr gegenüber durchschnittlich 2,3% pro Jahr im Landesdurchschnitt, verdeutlichen dies (vgl. MUNLV a, S. 20). In der Region Münster ist der Viehbesatz je Hektar Landfläche außerordentlich hoch. Anpassungsschwierigkeiten an die Gülleverordnung und Umweltschutzbeschränkungen durch die Verringerung des Viehbesatzes werden erwartet (BÜBIS, 1993, S. 247). Die Betriebsgrößen sind im Vergleich zu anderen EU-Staaten jedoch relativ gering. Im Münsterland liegt, auch bei spezialisierter Schweinehaltung, die durchschnittliche Tierzahl bei 300 Schweinen pro Betrieb. In anderen EU-Ländern



dagegen werden in vergleichbaren Regionen 500 bis über 600 Schweine pro Betrieb gehalten (vgl. MUNLV b, S. 66).

Der Futterbau spielt im gesamten Münsterland eine bedeutende Rolle und wird von rund 50% der Betriebe praktiziert. Dies entspricht nach Angaben des Statistischen Jahrbuches von NRW 2002 einer Fläche von rund 21 Prozent der gesamten Ackerfläche. 24,3% der Ackerfläche dienten im Mai 1999 dem Gersten- und 12,2% dem Weizenanbau. Bei rund einem Drittel der Fläche des Ackerlandes geht aus den Statistiken des Bundesamtes nicht hervor welche Fruchtarten angebaut wurden, oder ob es sich bei diesem Anteil der Flächen um Brachland handelt. Das Ackerland hat insgesamt einen Anteil von ca. 80% an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche. Die Angaben beziehen sich auf die kreisfreie Stadt Münster und die Landkreise Warendorf, Steinfurt und Gütersloh. In der folgenden Tabelle 3-3 ist die prozentuale Verteilung der angebauten Fruchtarten aufgeschlüsselt.

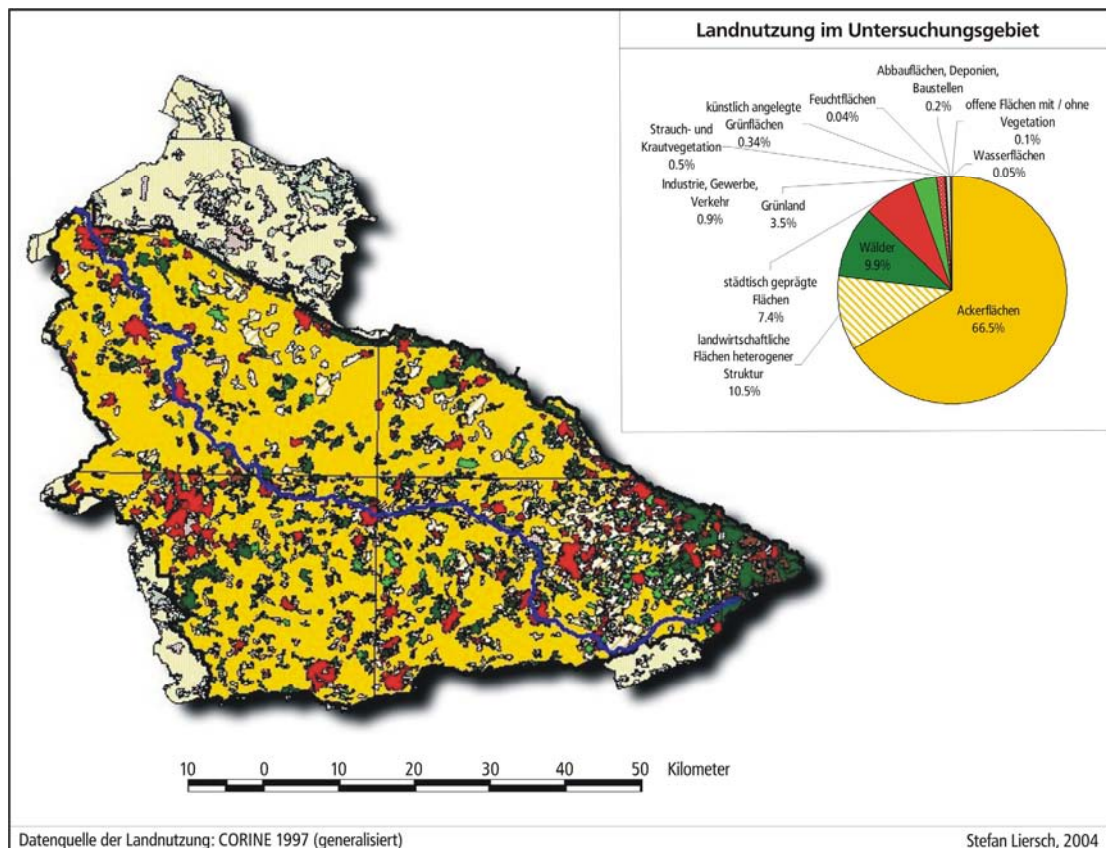


Abb. 3-8: Landnutzung im Einzugsgebiet der Ems in Nordrhein-Westfalen

**Tab. 3-3:** Landwirtschaftlich genutzte Fläche und Anbau ausgewählter Fruchtarten auf dem Ackerland der land- und forstwirtschaftlichen Betriebe im Mai 1999 (Quelle: LDS 2002)

	<b>Anbau- fläche in [ha]</b>	<b>Anteil der Fläche in [%] vom Ackerland</b>	<b>Anteil der Fläche in [%] von der gesamten Landwirtschaftsfläche</b>
Gerste	51626	24.3	19.3
Futterpflanzen	44303	20.8	16.6
Weizen	25881	12.2	9.7
Roggen	5658	2.7	2.1
Hafer und Sommer- menggetreide	4935	2.3	1.8
Handelsgewächse	4929	2.3	1.8
Gemüse und andere Gartengewächse	1763	0.8	0.7
Hülsenfrüchte	738	0.3	0.3
Zuckerrüben	433	0.2	0.2
Kartoffeln	2116	1.0	0.8
Runkelrüben	175	0.1	0.1
alle anderen Hackfrüchte	167	0.1	0.1
<i>Ackerland ohne Angaben</i>	69898	32.9	26.2
<b>Summe</b>		<b>100.0</b>	<b>79.7</b>

### 3.1.4 Naturschutzgebiete

Im Untersuchungsgebiet befindet sich das Naturschutzgebiet Emsaue, das zugleich größte Schutzgebiet Nord-Westfalens. Es erstreckt sich entlang der Ems zwischen Greffen und Rheine und ist die wichtigste Naturschutzachse des Münsterlandes und umfasst eine Fläche von ca. 5000 Hektar (vgl. LUA NRW, 2001, S. 149). Im Quellbereich der Ems befindet sich das Naturschutzgebiet Moosheide mit einer Größe von 440 ha. Der überwiegende Teil der Aue ist als Naturschutzgebiet ausgewiesen und als FFH-Gebiet gemeldet (vgl. StUA, 2002 b, S. 17).

## 3.2 Der Ems-Lauf

Der Ems-Lauf im Untersuchungsgebiet zwischen der Quelle und der Stadt Rheine erstreckt sich über eine Länge von ca. 155 km. Die Entfernung der Orte in der Luftlinie beträgt ca. 100 km. Gemessen wurden diese Distanzen in ArcView. Von der Quelle bis zur Mündung in die Nordsee erreicht die Ems eine Länge von 371 km. Der Oberlauf reicht von der Quelle bis zum Ort Bentlage, der Mittellauf von Bentlage bis Meppen und der Unterlauf von Meppen bis Emden (vgl. BMU, 2000). Relevant für das Untersuchungsgebiet ist der Abschnitt der *Oberen Ems*, der von der Quelle bis zur Mündung der Hessel reicht und der Abschnitt der *Münster-Ems*, zwischen der Mündung der Hessel und der Mündung der Großen Aa, südlich von Lingen (vgl. StUA, 2002 b).

Die Ems-Quelle liegt auf einer Höhe von ca. 134 Metern über dem Meeresspiegel und entspringt im Naturschutzgebiet Moosheide in unmittelbarer Nähe zu einem Truppenübungsplatz. Das Gebiet wird auch als „Sandmünsterland“ oder „Emssandebene“ bezeichnet. Die Quelle der Ems sowie die Quellen der meisten Nebenflüsse im Oberlauf der Ems entspringen in der Senne, einem ausgedehnten Sandge-

biet am Südwesthang des Teutoburger Waldes (vgl. LUA NRW, 2001, S. 146). Die Ems und die Unterläufe ihrer Hauptzuflüsse zählen zu den *sandgeprägten Flüssen des Tieflandes*. Die kleineren Zuflüsse sind überwiegend Fließgewässer der Niederungen und die Hauptzuflüsse der Ems werden größtenteils von *Fließgewässern der Niederungen* gespeist. Im Osten sowie im südwestlichen Teil des Einzugsgebietes treten *sandgeprägte Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen* auf. Im Süden dominieren *kiesgeprägte Fließgewässer* der Verwitterungsgebiete, Flussterrassen und Moränengebiete. Im Teutoburger Wald existieren *Karstbäche* und Gewässer des Typs *Kleiner Talauebach im Deckgebirge* (vgl. StUA, 2002 b).

Im Quellbereich besitzt die Ems ein Gefälle von 3,23 ‰ und verläuft in einem relativ tief eingeschnittenen Kastental. Nach wenigen Kilometern verringert sich das Gefälle auf 1 ‰ und die Ems fließt in einem 300 bis 400 Meter breiten Sohlental (vgl. StUA, 2002 b). Die Nebenflüsse besitzen sehr ähnliche morphometrische, hydrologische und ökologische Randbedingungen und sind nach der Gewässertypologie als typische Sandbäche zu charakterisieren. Die meisten Zuflüsse erhält die Ems aus dem Gebiet des rechtsseitig gelegenen Teutoburger Waldes (vgl. LUA NRW, 2001, S. 151).

Im Gegensatz zu anderen Tieflandflüssen entwässert die Ems ein niederschlagsreiches Gebiet. Die Schwankungsbreite zwischen Niedrig- und Hochwasser ist mit 1:800 außerordentlich hoch (vgl. LUA NRW, 2000, S. 177). Im Hochsommer zeichnet sich die Ems durch eine extrem geringe Wasserführung aus und im Winter können weit ausufernde Hochwässer auftreten.

Nach einer Fließstrecke von 84,4 km (bei Hanekenfähr) besitzt die Ems bis zur Nordsee den Status einer Bundeswasserstraße (vgl. StUA, 2002 b).

### 3.2.1 Gewässergüte

Mit Ausnahme weniger Kilometer unterhalb ihrer Quelle weist die Ems einen unbefriedigenden ökologischen Zustand auf. Eine gewisse Eigendynamik im aquatischen Bereich kann sie nur auf den ersten 7,5 km entwickeln und die Wasserqualität entspricht, außer in quellnahen Bereichen, nicht den Güteanforderungen der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser). Die Ems ist aus der Sicht der Gewässergüte überwiegend als kritisch belastet (Klasse II-III) einzustufen, ausschlaggebend für die Einschätzung ist das verarmte Artenspektrum des Makrozoobenthos (vgl. LUA NRW, 2001). Die Einleitungen von kommunalen Abwässern und Fischteichen, sowie die intensive landwirtschaftliche Nutzung bis unmittelbar ans Gewässer sind als Hauptbelastungsquellen zu verstehen. Einhergehend mit dem unnatürlichen Ausbau der Ems (Begradigung, Trapezausbau, Aufstau, Uferbefestigungen etc.), die das Selbstreinigungsvermögen des Flusses stark beeinträchtigen, sind diese Faktoren die Verursacher der schlechten Wasserqualität. Zudem wird das Abflussverhalten der Ems entlang der nordrheinwestfälischen Fließstrecke durch 27 Wehre reguliert. Vor den Stauanlagen bilden sich oft lange Rückstaubereiche mit Stillgewässercharakter.

Aus dem Gewässergütebericht 2001 (LUA NRW, 2001) und der biologischen Gewässergütekarte von 2000 (LAWA 2000) geht hervor, dass der Oberlauf der Ems auf der ersten, ungefähr 60 Kilometer langen Fließstrecke überwiegend in die Güteklasse II-III (kritisch belastet) eingeordnet werden muss. Fast ein Drittel dieses Abschnittes werden sogar als stark verschmutzt (Güteklasse III) eingestuft und nur sehr kurze Strecken als mäßig belastet (Güteklasse II). Ab dem Zufluss der „Schwarze Wasser“, ca. 8 Kilometer nach der Quelle bis zum Ort Greffen, erhält die Ems das zusätzliche Attribut *eutrophiert*.



Flussabwärts von Greffen bis zur Stadt Rheine kann der Ems fast durchgängig die Gewässergüteklasse II zugeordnet werden. Eine Ausnahme bildet ein etwa 15 Kilometer langer Abschnitt ab dem Zufluss der Wese, hier weist die Ems Eutrophierungserscheinungen auf. Auffällig ist, dass die Nebenflüsse der Ems – vor allem die, die in der Region des Teutoburger Waldes entspringen – tendenziell schlechtere Gewässergüteklassen aufweisen als die Ems selbst, siehe auch Abbildung 3-9. Detaillierte Informationen zu sämtlichen Nebenflüssen sind im Gewässergütebericht 2001 (LUA NRW, 2001) zu finden.

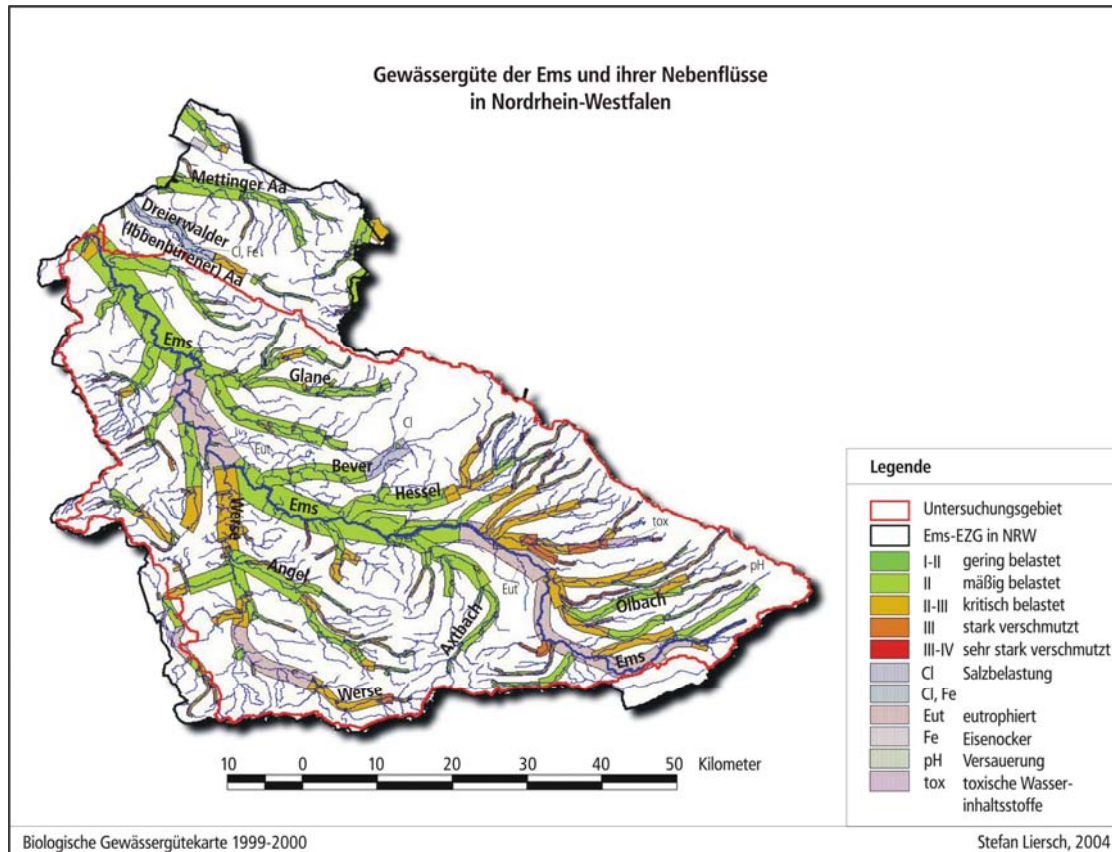
Im Gewässergütebericht des Jahres 2000 wird die Entwicklung der Wasserqualität der Ems in den letzten 30 Jahren dargestellt. Die Erfolge der kontinuierlichen Verbesserung der biologischen Gewässergüte werden hier hauptsächlich auf den Ausbau der Abwasserbehandlungsanlagen zurückgeführt. Für viele kleinere Seitenbäche kann diese positive Bilanz jedoch nicht gezogen werden. Als Hauptverursacher der schlechten Gewässergüte (oft zwischen III und IV) werden auch hier Kläranlagen und sonstige Punktquellen genannt (vgl. LUA NRW, 2000, S. 178 ff.).

Der Eintrag von *Phosphaten* ist durch die Reduzierung der Konzentrationen in Wasch- und Reinigungsmitteln und der Phosphatelimierungsstufen in einigen Klärwerken effektiv verringert worden. Weitere Reduktionen können nur noch durch die Verminderung der Einträge durch die Landwirtschaft erreicht werden. Eine Maßnahme wäre beispielsweise die Anlage von Uferrandstreifen (vgl. LUA NRW, 2000, S. 180).

Der *Nitratgehalt* der Ems ist nach wie vor das Kriterium für die schlechte chemische Gewässergüte (überwiegend Güteklasse III und schlechter). Dieser Zustand wird hauptsächlich auf die intensive landwirtschaftliche Nutzung zurückgeführt. Der Zusammenhang zwischen der Gewässerbelastung durch Nitrat und dem Nitratüberschuss aus der Landwirtschaft wird anhand zweier Karten hergestellt (vgl. LUA NRW, 2000, S. 180 f.). Die Emission von Stickstoff über das Grund- und Dränwasser im Weser-Emsgebiet wird auf 2 000 kg pro km<sup>2</sup> und Jahr geschätzt. Aufgrund der hohen Verweilzeiten des Stickstoffs im Boden können positive Einflüsse reduzierter Stickstoffgaben in der Landwirtschaft auf die chemische Gewässergüte nicht unmittelbar erfolgen. Der Zeitpunkt der Verbesserung der Situation ist abhängig von den Bodeneigenschaften, Mikroorganismen und der Fließgeschwindigkeit des Grund- und Dränwassers.

Die *Trinkwasserversorgung* im Münsterland wird hauptsächlich aus dem Grundwasserleiter der U-rens gedeckt. Das Oberflächenwasser der Ems infiltriert, vor allem bei starker Entnahme, in diesen Grundwasserleiter. Die Gewässergüte der Ems besitzt daher für die Wasserversorgung der Bevölkerung in dieser Region eine große Bedeutung. Als wichtiger Beitrag für die Verbesserung der Gewässersituation wird die Extensivierung der Auennutzung im gesamten Einzugsgebiet genannt (vgl. LUA NRW, 2000, S. 182).

Die Belastung des Oberflächengewässers mit *Pflanzenbehandlungsmitteln* überschreitet teilweise erheblich die Grenzwerte. Die *Schwermetallbelastung* hingegen ist aufgrund der schwachen Industrialisierung des Gebietes gering. Nur die gemessenen Werte von Cadmium und Zink überschreiten die Zielvorgaben für das *Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften* geringfügig (vgl. LUA NRW, 2000, S. 182).



**Abb. 3-9:** Gewässergüte der Ems und einiger Nebenflüsse

Die Ems ist wegen der Belastung mit Pflanzennährstoffen, der hohen Trophie und der Mängel der Gewässermorphologie als *eutrophes Gewässer* anzusehen (vgl. LUA NRW, 2000, S. 183).

Trotz der Verbesserung der Gewässergüte bestehen noch große Probleme in der Gewässerstruktur und in der Nährstoffbelastung. Verantwortlich hierfür ist hauptsächlich die landwirtschaftliche Nutzung.

### 3.2.2 Gewässerstrukturgüte

#### 3.2.2.1 Gewässerstrukturgüte der Ems im Regierungsbezirk Detmold

Aufgrund der massiven Begradigungen, Verkürzungen sowie Sohl- und Uferbefestigungen ist der Verlauf des Flusses weitestgehend festgelegt. Im **Sohlbereich** werden über 90% der Strecke der Gewässerstrukturgüteklasse 5-7 (stark bis vollständig verändert) zugeordnet. Der **Uferbereich** besitzt ebenfalls auf über 80% der Strecke wegen Verarmung der typischen Uferstrukturen die Strukturgüteklasse 5-7. Infolge der intensiven Nutzung der Aue und des Fehlens von Uferstreifen in vielen Bereichen werden 80% der Kategorie **Land** die Güteklasse 5-7 zugewiesen (vgl. StUA, 2002b, S. 17).

#### 3.2.2.2 Gewässerstrukturgüte der Ems im Regierungsbezirk Münster

Der **Sohlbereich** ist durch die Laufverkürzungen und Ufersicherungen merklich bis stark geschädigt, ihm wird die Strukturgüteklasse 5 und 6 (stark bis sehr stark verändert) zugewiesen. Die Ufer der Ems sind nahezu durchgehend befestigt und regelprofiliert. Dem **Uferbereich** werden daher die Strukturgüteklassen 5 und 6 zugeordnet. Im **Landbereich** dominiert die Landwirtschaft. Bei rund 13% der Fließ-

strecke handelt es sich um Ortsdurchgänge (Warendorf, Telgte, Greven, Rheine) mit intensiver Nutzung. Das land- und forstwirtschaftlich geprägte Umland wird überwiegend in die Strukturgüteklassen 4 (deutlich verändert) und 5 (stark verändert) eingestuft (vgl. StUA, 2002b, S. 18).

### 3.2.3 Das Gewässerauenprogramm an der Ems

Aufgrund der ungenügenden Gewässerqualität wurde auf der 92 km langen Fließstrecke zwischen der Kreisgrenze Warendorf / Gütersloh und der Landesgrenze bei Rheine das Ems-Auen-Schutzkonzept (EASK) ins Leben gerufen. Die Revitalisierung der Eigendynamik der Ems steht dabei im Mittelpunkt. Der Fluss soll die Möglichkeit bekommen, die für ihn und die Aue typischen ökologischen Verhältnisse selbst zu schaffen (vgl. StUA, 2002 b).

In den Jahren zwischen 1900 und 1935 wurde die *große Emsregulierung* eingeleitet. Bei anhaltenden Niederschlägen trat die Ems rasch über die Ufer und überflutete weite Bereiche ihrer Talauwe seeartig (vgl. LUA NRW, 2001, S. 147). Um den Ackerbau auch im Überflutungsbereich der Emsaue zu realisieren und die Siedlungsbereiche vor den Winterhochwässern zu schützen, wurde die Ems vielerorts begradigt, ihre Ufer befestigt, aufgestaut, kanalisiert und ihr Flussbett bekam ein trapezförmiges Profil. Die Fließgeschwindigkeit wurde somit erhöht und die Sohlenerosion begünstigt. Außerdem wich die strukturreiche Landschaft mit ihren naturnahen Gewässerabschnitten wie den Auenwäldern, Altarmen, Verlandungszonen und Feuchtwiesen einer intensiven Landwirtschaft mit Monokulturen (STEINMANN).

Im März 1990 verkündete die Landesregierung von Nordrhein-Westfalen das Gewässerauenprogramm mit den Zielen, die Flussauen und Gewässernetze zu erhalten und zu reaktivieren. Die Gewässer und ihre Überflutungsräume sollen von der Quelle bis zur Mündung gesichert und ökologisch entwickelt werden (STEINMANN).

„Im Regierungsbezirk Münster umfasst das gesamte Ems-Auen-Schutzkonzept etwa 5 700 ha, die Gewässerlänge beträgt 94 Kilometer“ (LUA NRW, 2000, S. 178).

Zur ökologischen Verbesserung der aktuellen Situation der Ems und des Biotopverbundes sind folgende Maßnahmen durchzuführen: (LUA NRW, 2000, S. 178)

- ⇒ Verlängerung des Gewässerlaufes;
- ⇒ Herstellung der Durchgängigkeit von Querbauwerken;
- ⇒ Anlage von naturnahen Uferstreifen;
- ⇒ Extensivierung der Auennutzung;
- ⇒ Sicherung vorhandener intakter Lebensräume;
- ⇒ Wiederherstellung, Entwicklung und Ergänzung geschädigter Lebensräume;
- ⇒ Wiedergewinnung und Schaffung von Retentionsräumen.

**Bereits gebaut wurden:** (LUA NRW, 2001, S. 149)

- ⇒ Anschluß der Altarme Handorf I und II, Ringemanns Hals;
- ⇒ Sohlabstürze Bevermündung, Eimen und Westbevern;
- ⇒ Umgehungsgerinne (Fischaufstieg) am kleinen Wehr in Telgte.

### 3.3 Zusammenfassende geoökologische Betrachtung des Untersuchungsgebietes

Die Ems und ihr Einzugsgebiet unterliegen einem hohen Nutzungsdruck und sind infolge dessen sehr stark an den Menschen angepasst worden. Die Gewässer sind einem sehr hohen Belastungspotenzial durch Nähr- und Schadstoffe aus der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung ausgesetzt. 80 Prozent der landwirtschaftlichen Nutzfläche wird ackerbaulich genutzt. Auf diese Flächen werden Gülle und Festmist aus den Schweinemastbetrieben und mineralische Dünger sowie Pflanzenschutzmittel aufgetragen. Aufgrund des hohen Viehbesatzes in der Region des Münsterlandes kann davon ausgegangen werden, dass die Felder mindestens mit der maximal erlaubten Menge an Gülle gedüngt werden, denn der überschüssige Gülleanteil muss auf der *Güllebörse* kostenpflichtig exportiert werden.

Wegen des geringen Waldanteils ist die Landschaft recht strukturarm und es fehlen Rückzugsräume für frei lebende Tierarten. Zudem beschränkt sich der vorhandene Wald fast ausschließlich auf die Region des Teutoburger Waldes. Die insgesamt zehn Prozent Waldanteil verteilen sich also nicht heterogen über das gesamte Gelände, sondern befinden sich hauptsächlich im äußersten Südosten des Gebietes (siehe Landnutzungskarte in Abbildung 3-8). Wichtige Funktionen des Waldes als hydrologische Größe, als Erosionsbarriere, Erholungs- und Rückzugsraum für Mensch und Tier oder als wichtiges Element eines Biotopverbundes werden in dieser Region vermisst.

Die pedogenen Merkmale des Untersuchungsraumes zeichnen sich durch eine hohe Durchlässigkeit aus. Der große Anteil an Sandböden stellt, im Zusammenhang mit der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung, ein weiteres Gefährdungspotenzial des Grund- und Oberflächenwassers dar. Die Auswaschung von Nähr- und Schadstoffen aus dem Bodenkörper wird zudem durch die relativ hohen Niederschläge begünstigt. Ein weiteres Problem stellen die Nährstoffarmut und die schlechten Ackerzahlen der vorwiegend sandgeprägten Böden dar. Bei einer auf Ertrag ausgerichteten Landwirtschaft müssen daher beinahe zwangsläufig hohe Düngemengen verabreicht werden.

Aufgrund des intensiven Ausbaus der Ems – Begradigungen, Aufstauungen, Sohlenverbau etc. – besitzt der Fluss nur noch eine geringe Selbstreinigungskraft, die zur schlechten ökologischen Einstufung der Ems ebenso beiträgt wie die direkte Verschmutzung selbst. Darüber hinaus besitzt die Ems Funktionen als Verkehrsweg, als Erholungsziel, dient der Fischerei und der Abwasserentsorgung sowie der Trinkwasserversorgung (zumindest indirekt durch Speisung des Grundwasserleiters).

Nachdem in diesem Kapitel die geographischen und ökologischen Faktoren des Einzugsgebietes der Ems in Nordrhein-Westfalen erläutert wurden, widmet sich das folgende Kapitel den politischen Rahmenbedingungen, die das Landnutzungsmanagement aktuell und in Zukunft bestimmen bzw. beeinflussen werden.

## Kapitel 4

# Analyse der Landnutzungstrends

Jahrhunderte lang wurde die Kulturlandschaft in Europa durch die landwirtschaftliche Nutzung geprägt und gestaltet und die Umwelt dabei zum Teil sehr stark beansprucht. Andererseits ist die heutige Landschaft, dank der Nutzung, wesentlich abwechslungsreicher und mit einer größeren Artenvielfalt ausgestattet, als es die potenzielle natürliche Landschaft wäre. Es muss also ein Weg gefunden werden, auf dem die Belange der Umwelt und die Ansprüche der Land- und Forstwirtschaft in Einklang gebracht werden, da beide Faktoren voneinander abhängig sind.

Über drei Viertel des Gebietes der Europäischen Union ist landwirtschaftliche Nutzfläche (44%) oder bewaldet (33%) (vgl. KOM, 1999, S. 5). Anhand des großen Flächenanspruches der Land- und Forstwirtschaft wird verständlich, welche außerordentliche Bedeutung die Landnutzung für den Erhalt der natürlichen Lebensgrundlage – unter anderem des Wasser- und Stoffhaushaltes – besitzt.

Hinsichtlich der Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes im Untersuchungsgebiet wurde die aktuelle Landnutzungssituation erfasst, siehe dazu Kapitel 3, und digital aufbereitet. Für die Bildung plausibler Szenarien ist eine Analyse der Trends im Landnutzungswandel unumgänglich.

Bevor die Tendenzen der Landschaftsentwicklung bzw. der Veränderungen der Landnutzung im Raum der Oberen Ems untersucht werden, sollte jedoch zunächst der Blick auf die übergeordnete europäische Ebene gerichtet werden. Denn die Landnutzung auf lokaler bzw. regionaler Ebene wird heute, seitens der Politik, maßgeblich von der *Gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union* (GAP) bestimmt. Im folgenden Abschnitt werden daher die Ziele dieser Politik kurz erläutert. Darüber hinaus wird auch die EG-Wasserrahmenrichtlinie Gegenstand dieses Kapitels sein, die die Entscheidungen der Flächenpolitik deutlich beeinflusst. Von besonderer Bedeutung für die Entwicklung des Untersuchungsgebietes ist das Kulturlandschaftsprogramm von Nordrhein-Westfalen. Die geförderten Agrarumweltmaßnahmen und die Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes werden am Ende dieses Kapitels erörtert.

In einem Arbeitsdokument der Europäischen Kommission (vgl. KOM, 1998 b) wird ausdrücklich betont, dass Landnutzungsänderungen nicht alleine auf die Politik zurückzuführen sind. Vielmehr gelten als Antriebskräfte für einen Wandel der Landnutzung folgende Faktoren: Markterträge, technologische Neuerungen und neue Produktentwicklungen, Ausbildung, Betriebsstrukturen, Tradition, öffentliche Meinung und Beispiele innerhalb des Berufsstandes. Diese Größen stehen in komplexen Wechselwirkungen miteinander sowie mit der aktuellen Politik und beeinflussen sich somit gegenseitig sowie das zukünftige Geschehen.

## 4.1 Die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP)

### 4.1.1 Abriss der Geschichte der Gemeinsamen Agrarpolitik

Die Wurzeln der *Gemeinsamen Agrarpolitik* in Europa reichen in das Jahr 1957 zurück, als in Rom der Vertrag zur Gründung der Europäischen Wirtschaftsunion (EWG) unterzeichnet wurde. In diesem Vertrag war bereits die Schaffung einer Gemeinsamen Agrarpolitik vorgesehen. 1962 wurden vom Rat die ersten Verordnungen bezüglich der GAP erlassen und traten noch im selben Jahr in Kraft. Das Hauptziel war die Selbstversorgung mit Nahrungsmitteln in der Europäischen Gemeinschaft. Aber auch eine angemessene Lebenshaltung der Landwirte, die Versorgung der Verbraucher zu angemessenen Preisen, die Schaffung eines gemeinsamen Marktes für Agrarerzeugnisse und die finanzielle Solidarität – die Finanzierung der Agrarausgaben der GAP aus einem gemeinsamen Haushalt, dem Europäischen Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (EAGFL) – standen auf dem Programm. Über eine gemeinsame Marktorganisation wurden die Preise der Agrarerzeugnisse und die Beihilfen für die landwirtschaftlichen Betriebe gesteuert. Interventionsanstalten garantierten den Landwirten durch ihre Aufkaufpflicht den Absatz ihrer Waren und täuschten somit eine unbegrenzte Nachfrage vor. Diese Politik führte bereits in den 70er Jahren zur Produktion von beträchtlichen Überschüssen, was zu einem Anstieg der öffentlichen Lagerbestände und ungerechtfertigten Agrarausgaben der Gemeinschaft führte. Über die mengenbezogene Preisstützung wurden 80% der Mittel an nur 20% der landwirtschaftlichen Betriebe vergeben (vgl. KOM, 1991, S. 5). Intensiv wirtschaftende Großbetriebe mit negativen Auswirkungen auf die Umwelt wurden also gegenüber kleinen Familienbetrieben in der Förderung bevorzugt. Dies führte unter anderem dazu, dass 35% der in der Landwirtschaft Beschäftigten im Zeitraum von 1975 bis 1989 ihre Arbeit aufgaben (vgl. KOM, 1991, S. 9). Erste Reformen in den 70er und 80er Jahren versuchten die Preispolitik und die Interventionen im Markt anzupassen, um die Agrarausgaben zu reduzieren.

Die Ansprüche der Gesellschaft bezüglich der Umweltverträglichkeit der Landwirtschaft, der Nahrungsmittelqualität und des Tierschutzes wachsen kontinuierlich. Katastrophen wie die BSE-Krise, der Nitrofen-Skandal etc. verstärken dieses Bewusstsein. Um diesen Bedürfnissen der europäischen Bevölkerung besser zu genügen, wurde die GAP in den 90er Jahren durch die Agrarumweltreform (EWG 2078/92) und die Agenda 2000 erneut reformiert. Es wurden spezifische Instrumente als Anreiz für weniger intensive Wirtschaftsweisen, zum Abbau der Überschüsse und zur Entlastung der Umwelt eingerichtet. Unter anderem wurden die Preise für Produkte mit besonders hohen speziellen Intensitäten gesenkt. Im Gegenzug wurden produktionsgebundene (nicht mehr produktgebundene) flächen- bzw. tierbezogene Prämien eingeführt, um die Verluste auszugleichen (vgl. BMELF, 1996). Laut ökonom-



mischer Produktionstheorie müsste durch eine Produktpreissenkung die optimale Einsatzmenge von Produktionsfaktoren sinken. Deshalb vermuten einige Autoren, dass durch die Agrarpreissenkung auf Weltmarktniveau ein großer Teil der aus der Landwirtschaft resultierenden Umweltprobleme gelöst werden könnte (siehe dazu WILHELM, 1999, S. 19). Ein weiterer wichtiger Beitrag der Agrarreform war die Honorierung der Leistungen der Landwirte, die nicht auf Ertrag ausgerichtet sind. Dazu zählen Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen von bedeutsamen Biotopen, Flächenstilllegungen, Extensivierung, Aufbau eines Biotopverbundsystems usw. Die negativen Auswirkungen der Gemeinsamen Agrarpolitik (Überproduktion, intensive Landwirtschaft auf vielen Standorten, Verlust von Arbeitsplätzen etc.) konnten durch die Reform von 1992 trotz allem nur teilweise korrigiert werden. Die Entwicklung des ländlichen Raumes wurde durch die Agenda 2000 als zweite Säule der GAP eingerichtet (vgl. KOM, 1997b). Auch die Vergabe von Fördermitteln musste neu überdacht werden, da sie hauptsächlich in Regionen flossen und an Betriebe gezahlt wurden die ihrer nicht am stärksten bedurften (vgl. KOM, 1998a, S. 3). In Deutschland flossen beispielsweise die Hälfte der Finanzmittel der Agrarumweltprogramme in die beiden finanzstärksten Bundesländer Bayern und Baden Württemberg. PLANKL (2000) vermutet, dass sich auch im Förderzeitraum 2000 bis 2007 nichts Wesentliches an dieser Tatsache ändern wird.

Auch wenn die jüngsten Reformen der Gemeinsamen Agrarpolitik auf eine umweltverträgliche Landbewirtschaftung abzielen und diese unterstützen, muss darauf hingewiesen werden, dass diese Ziele nicht im Vordergrund stehen. Entscheidender sind wirtschaftliche Aspekte. Allem voran die Entwicklung der Agrarpreise hin zu Weltmarktpreisen. Gekoppelt an direkte Einkommenshilfen für die Landwirte, sollen die Agrarerzeugnisse der Europäischen Union weltweit konkurrenzfähig gemacht werden.

#### 4.1.2 Die EU-Agrarreform 2003

Im Januar 2003 hat die Europäische Kommission ein neues Paket von Reformvorschlägen für die Gemeinsame Agrarpolitik entgegengenommen. Ein halbes Jahr später wurde diese Reform verabschiedet und soll nun einen vorhersehbaren und nachhaltigen politischen Rahmen für das europäische Landwirtschaftsmodell schaffen.

*„Die EU-Agrarminister haben am 26. Juni 2003 eine grundlegende Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) verabschiedet, die die Stützungsmechanismen des gemeinschaftlichen Agrarsektors völlig verändern wird. Die neue GAP wird verbraucher- und steuerzahlerorientiert sein, EU-Landwirten jedoch gleichzeitig die Freiheit lassen, das zu produzieren, was der Markt verlangt. In den kommenden Jahren werden die meisten Beihilfen unabhängig vom Produktionsvolumen gewährt. Um Produktionseinstellungen zu vermeiden, können die Mitgliedstaaten unter genau festgelegten Bedingungen und innerhalb klarer Limits in begrenztem Maße eine Kopplung der Beihilfen an die Produktion beibehalten. Die neuen "einzelbetrieblichen Zahlungen" werden künftig an die Einhaltung von Umwelt-, Lebensmittelsicherheits- und Tierschutznormen gebunden, wodurch die europäische Landwirtschaft wettbewerbsfähiger und marktorientierter und den Landwirten zugleich Einkommensstabilität garantiert wird. Durch eine Kürzung der Direktzahlungen an die größeren Betriebe werden den Landwirten mehr Gelder für Umwelt-, Qualitäts- oder Tierschutzprogramme zur Verfügung stehen. Der Rat hat ferner beschlossen, die Sektoren Milch, Reis, Getreide, Hartweizen, Trockenfutter und Schalenfrüchte einer Revision zu unterziehen. Um den engen Haushaltsrahmen für die EU-25 bis 2013 nicht zu sprengen, haben die Minister vereinbart, einen Mechanismus für Haushaltsdisziplin einzuführen. Diese Reform dürfte auch die Verhandlungsposition der EU bei den WTO-Handelsverhandlungen verstärken. Die verschiedenen Elemente der Re-*

*formvorschlage werden 2004 und 2005 in Kraft treten. Die einzelbetriebliche Zahlung wird 2005 eingeführt. Mitgliedstaaten, die aufgrund der spezifischen Bedingungen in ihrer Landwirtschaft einen ubergangszeitraum benötigen, können die einzelbetriebliche Zahlung ab spätestens 2007 einführen.“*

*Die folgende Aufzählung beinhaltet die Hauptelemente der Reform vom 26. Juni 2003:*

- ⇒ *produktionsunabhängige einzelbetriebliche Zahlung ("Entkopplung"); die Produktionsbindung kann in begrenztem Maße beibehalten werden, um eine Einstellung der Produktion zu vermeiden;*
- ⇒ *Verknufung dieser Zahlung mit der Einhaltung von Standards in den Bereichen Umwelt, Lebensmittelsicherheit, Tier-/Pflanzengesundheit und Tierschutz sowie Arbeitssicherheit und darüber hinaus mit der Verpflichtung, alle Landwirtschaftsflächen des Betriebs in gutem agronomischem Zustand zu erhalten ("Cross-Compliance");*
- ⇒ *verstärkte Politik zur Entwicklung des ländlichen Raums durch Bereitstellung von mehr Fördermitteln, durch neue Maßnahmen zur Förderung von Umwelt, Qualitatserzeugung und Tierschutz und durch Unterstützung der Landwirte in ihren Bemühungen, bei ihrer produktionsweise anspruchsvolle EU-Standards zu erreichen (beginnend 2005);*
- ⇒ *Kürzung der Direktzahlungen ("Modulation") an Großbetriebe, um Zusatzmittel für die ländliche Entwicklung frei zu machen und mit den hiervon verbleibenden Mitteln weitere Reformen finanzieren zu können;*
- ⇒ *ein Mechanismus für Haushaltsdisziplin, um sicherzustellen, dass der Agrarhaushalt bis 2013 nicht überschritten wird;*
- ⇒ *Anpassungen der Marktstutzungs politik im Rahmen der GAP. Hierzu gehören insbesondere:*
  - ⇒ *asymmetrische Preiskurzungen im Milchsektor: Der Interventionspreis für Butter wird über vier Jahre um 25% gesenkt, was gegenüber der Agenda 2000 eine zusätzliche Kürzung um 10% bedeutet. Für Magermilchpulver wird die über drei Jahre erfolgende Kürzung um 15% beibehalten.*
  - ⇒ *Kürzung der monatlichen Zuschläge im Getreidesektor um die Hälfte. Der derzeitige Interventionspreis wird beibehalten.*
  - ⇒ *Reformen in den Sektoren Reis, Hartweizen, Schalenfrüchte, Kartoffelstärke und Trockenfutter.*

Europäische Kommission, Bereich Landwirtschaft

[http://www.europa.eu.int/comm/agriculture/capreform/index\\_de.htm](http://www.europa.eu.int/comm/agriculture/capreform/index_de.htm) (Stand: 27.11.2003)

#### 4.1.2.1 Entkopplung

Durch die Entkopplung soll die Verzerrung der Subventionswirtschaft aufgehoben werden und die Einkommenseffizienz der Landwirte verbessert werden. In der Vergangenheit wurden für bestimmte Produkte mehr Förderungen gewährt als für andere. Mit der Aufhebung der produktgebundenen Unterstützung gewinnen die Erzeuger an Entscheidungsfreiheit und Flexibilität. Die Wahl des Anbauproduktes wird sich zukünftig hauptsächlich an den Marktbedingungen orientieren. Eine mengenbezogene Förderung wird es in Zukunft nicht mehr geben (vgl. BMVEL, 2004).



#### 4.1.2.2 Cross Compliance

Die volle Gewährung der Direktzahlungen an landwirtschaftliche Betriebe ist an die Einhaltung verbindlicher Vorschriften geknüpft. Diese Vorschriften sind in 18 verschiedenen EG-Verordnungen bzw. Richtlinien geregelt und betreffen die Bereiche Umweltschutz, Lebensmittel- und Futtermittelsicherheit sowie Tiergesundheit und Tierschutz. Bei Nichteinhaltung dieser EU-Standards werden die Direktzahlungen gekürzt oder bei vorsätzlichen Verstößen vollständig einbehalten.

Flächen, die am 15. Mai 2003 als Dauergrünland genutzt wurden, müssen grundsätzlich als Dauergrünland erhalten bleiben. Ausnahmen sind nur in begründeten Fällen möglich (vgl. BMVEL, 2004).

#### 4.1.2.3 Obligatorische Modulation

Durch die Modulation werden die Direktzahlungen an Großbetriebe gekürzt. „Die Modulationssätze betragen 3 % in 2005, 4 % in 2006 und jeweils 5 % in 2007 bis 2012. Dabei gilt ein Freibetrag von 5000 € je Betrieb. Die Modulationsmittel stehen für eine verstärkte Förderung von Maßnahmen zur Entwicklung des ländlichen Raumes zur Verfügung“ (BMVEL, 2004).

### 4.1.3 Förderung von Agrarumweltmaßnahmen

Die Mitgliedstaaten der Europäischen Union müssen laut der Agrarumweltverordnung (EWG) 2078/92 ein oder mehrere gebietsspezifische Programme im gesamten Hoheitsgebiet erstellen und der Kommission vorlegen (vgl. KOM, 1997 a, S. 7). Für die Umsetzung der Auflagen der Gemeinsamen Agrarpolitik werden jedem Mitgliedstaat Fördergelder bereitgestellt. Im Jahr 2000 standen 44% der gesamten Ausgaben der EU für die Gemeinsame Agrarpolitik zur Verfügung (vgl. KOM, 2000 b, S. 10).

Im Kapitel VI, Artikel 22 der EG-Verordnung 1257/1999 werden die Ziele der Beihilfen der Agrarumweltmaßnahmen konkretisiert:

*„Ziel der Beihilfen ist es,*

- ⇒ eine Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen zu fördern, die mit dem Schutz und der Verbesserung der Umwelt, der Landschaft und ihrer Merkmale, der natürlichen Ressourcen, der Böden und der genetischen Vielfalt vereinbar ist;
- ⇒ eine umweltfreundliche Extensivierung der Landwirtschaft und eine Weidewirtschaft geringer Intensität zu fördern;
- ⇒ bedrohte, besonders wertvolle landwirtschaftlich genutzte Kulturlandschaften zu erhalten;
- ⇒ die Landschaft und historische Merkmale auf landwirtschaftlichen Flächen zu erhalten;
- ⇒ die Umweltplanung in die landwirtschaftliche Praxis einzubeziehen“ (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT, 1999).

Zum Erreichen der Umweltziele werden in zunehmendem Maße Agrarumweltprogramme durch die europäische und nationale Agrarpolitik gefördert, die unter anderem auch die Qualitätssicherung zum Ziel haben. Im Gegensatz zur Markt- und Preispolitik setzen die Agrarumweltprogramme nicht an einer produktgebundenen Unterstützung an, sondern es werden die Leistungen gefördert, die zur Pflege und Erhaltung der Landschaft durch die Landwirte zusätzlich erbracht werden. Mit der Einrichtung der zweiten Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik, der Entwicklung des ländlichen Raumes, tritt der Aspekt der multifunktionellen Landwirtschaft in den Vordergrund. Besonders in ertragsschwachen Regionen müs-

sen Alternativen zur produktionsbasierten Landwirtschaft gefunden und gefördert werden. Alternative Einkommensquellen liegen beispielsweise im Erholungssektor (z.B. Urlaub auf dem Bauernhof), in sozialen Dienstleistungen wie beispielsweise der Alten- und Krankenpflege, in der Erzeugung alternativer Energien (Biogas, Windkraft etc.) oder im Anbau von Pflanzen und Haltung von Tieren für Nicht-Nahrungszwecke (Energiepflanzen, Industriepflanzen, Haltung von Sportpferden etc.) (vgl. KNICKEL, 2001).

Um die Ziele einer nachhaltigen Landbewirtschaftung zu erreichen, werden durch die EU-Agrarreform folgende Anreize geschaffen: Es werden Ausgleichszahlungen für den Verzicht auf chemisch-synthetische Dünge- und Pflanzenschutzmittel gewährt, die Einführung und die Beibehaltung des Ökologischen Landbaus gefördert und die Maßnahmen der Extensivierung von Acker- und Grünland sowie im Viehbesatz finanziell unterstützt. Darüber hinaus werden auch landschaftspflegerische und dem Naturschutz dienende Maßnahmen wie die Anlage von Acker- und Uferrandstreifen, der Pflege von Streuobstwiesen und der mehrjährigen Flächenstilllegung zur Biotopgestaltung gefördert.

Die Agrarumweltmaßnahmen werden in drei Kategorien eingeteilt: 1. umweltgerechte, auf Ertrag ausgerichtete Flächenbewirtschaftung; 2. nicht auf Ertrag ausgerichtete Flächenbewirtschaftung; 3. Fortbildungs- und Demonstrationsvorhaben. Die Vergabe der Haushaltsmittel in den Mitgliedstaaten unterscheidet sich teilweise stark, wobei außer in den Niederlanden 80% der Mittel für die erste Kategorie aufgewendet werden. Die Verteilung der Mittel in der BRD: 1% Ökologische Landbewirtschaftung, 56% Bewirtschaftungen mit Umweltverbesserungen, 21% Beibehaltung von Systemen mit geringer Intensität, 21% nicht produktive Landwirtschaft, 1% Fortbildungs- und Demonstrationsvorhaben (vgl. KOM, 1997 a, S. 9).

Im Jahr 1998 wurden 20% der landwirtschaftlichen Nutzfläche in der EU-15 gemäß der Agrarumweltverordnung 2078/29 bewirtschaftet und gefördert. In Deutschland betrug die Fläche knapp 39% (vgl. KOM 1998, b, S. 23).

## 4.2 Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Die Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) ist ein Ordnungsrahmen für die Maßnahmen der Europäischen Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Sie ist am 22.12.2000 in Kraft getreten und für alle Mitgliedstaaten der EU verbindlich. Innerhalb von drei Jahren, also im Dezember 2003, musste sie in nationales Recht umgesetzt werden (vgl. EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT, 2000, Artikel 24). Die WRRL verfolgt bezüglich der Flusseinzugsgebiete einen nahezu holistischen Ansatz. Das bedeutet, dass die Einzugsgebiete als Ganzheit verstanden werden und ihre Grenzen sich nicht an administrativen Grenzen orientieren, sondern an den geologischen bzw. geomorphologischen Gegebenheiten. Die Bewirtschaftung und der Schutz der Gewässer muss also zwischen verschiedenen Staaten koordiniert und harmonisiert werden. Für jede Flussgebietseinheit muss ein Maßnahmen- und Bewirtschaftungsplan erstellt werden.

Aufgrund des flussgebietsbezogenen Ansatzes der Bewirtschaftung der WRRL musste in Deutschland eine Umstrukturierung vorgenommen werden. Bislang bestimmten in der Bundesrepublik Verwaltungs- bzw. Staatsgrenzen die Kompetenzen der Bewirtschaftung. Mit dem flussgebietsbezogenen Ansatz wird das gesamte Gewässer mit seinen Zuflüssen berücksichtigt und die hydrologischen Bedin-

gungen treten in den Vordergrund (vgl. BMU, 2004). Wegen der föderalistischen Struktur der Bundesrepublik genügte es nicht das Wasserhaushaltsgesetz (auf Bundesebene) an die Wasserrahmenrichtlinie anzupassen, was am Juni 2002 geschehen ist. Auch die Landeswassergesetze mussten entsprechend modifiziert werden.

#### 4.2.1 Umweltziele für Oberflächengewässer (WRRL)

Im Artikel 4 der Richtlinie 2000/60/EG sind folgende Umweltziele für Oberflächengewässer aufgelistet:

- ⇒ Vermeidung einer Verschlechterung des Zustandes der Oberflächengewässer;
- ⇒ Schutz, Verbesserung und Sanierung der Oberflächenwasserkörper. Erreichung eines guten Zustandes der Oberflächengewässer nach 15 Jahren des Inkrafttretens der Richtlinie;
- ⇒ Schutz und Verbesserung aller künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörper mit dem Ziel, spätestens nach 15 Jahren nach Inkrafttreten der Richtlinie ein gutes ökologisches Potenzial und einen guten chemischen Zustand der Oberflächengewässer zu erreichen;
- ⇒ Reduzierung der Verschmutzung durch prioritäre Stoffe und Einstellung der Einleitung und Emissionen prioritärer gefährlicher Stoffe.

#### 4.2.2 Fristen der Wasserrahmenrichtlinie

Tab. 4-1: Die wichtigsten Fristen der Wasserrahmenrichtlinie (LAWA, 2003, S. 4)

Dez. 2000	Inkrafttreten
Dez. 2003	Rechtliche Umsetzung
Dez. 2004	Bestandsaufnahme
Dez. 2006	Monitoringprogramme Bewirtschaftungsplan und Maßnahmenprogramme
Dez. 2009	– Aufstellung des Bewirtschaftungsplans
Dez. 2009	– Aufstellung eines Maßnahmenprogramms
Dez. 2012	– Umsetzung der Maßnahmen
Dez. 2015	– Fortschreibung des Bewirtschaftungsplans und des Programms
Dez. 2015	Zielerreichung (guter Zustand)

#### 4.2.3 Gütekriterien

In der Richtlinie im Anhang V sind die Qualitätskomponenten des guten Zustandes für die vier Gewässertypen definiert, die bis zum Jahr 2015 für jedes Gewässer erreicht werden müssen.

**Guter ökologischer Zustand:** „Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps zeigen geringe anthropogene Abweichungen an, weichen aber nur in geringem Maße von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyps einhergehen“ (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT, 2000, Anhang V, Tab. 1.2).

### Die Qualitätskomponenten für den „guten ökologischen Zustand“ von Flüssen (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT, 2000, Anhang V)

Die **biologische Qualität** der Gewässer wird über den Zustand der Qualitätskomponenten des Phytoplanktons, der Makrophyten und des Phytobenthos, der benthischen wirbellosen Fauna und der Fischfauna definiert.

Zu den **hydromorphologischen Qualitätskomponenten** zählen der Wasserhaushalt, die Durchgängigkeit des Flusses und die Morphologie. Der gute Zustand der Qualitätskomponenten wird erreicht, wenn der hydromorphologische Zustand des Gewässers Bedingungen erfüllt, unter denen die biologischen Qualitätskomponenten erreicht werden können.

Zu den **physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten** zählen allgemeine Bedingungen, spezifische synthetische Schadstoffe und spezifische nichtsynthetische Schadstoffe. Die Faktoren, die die allgemeinen Bedingungen repräsentieren sind: Temperatur, Sauerstoffhaushalt, pH-Wert, Säureneutralisationsvermögen, Salzgehalt und Nährstoffkonzentration. Die Funktionsfähigkeit des typspezifischen Ökosystems und die biologischen Qualitätskomponenten dürfen, zur Erreichung des guten Zustandes, nicht durch die aufgezählten Faktoren beeinträchtigt werden. Die Umweltqualitätsnormen der Konzentrationen der synthetischen und nichtsynthetischen Schadstoffe sind in den Richtlinien 91/414/EG und 98/8/EG geregelt.

## 4.3 Landnutzungstrends in Europa

Aus den Statistiken der FAO ([www.fao.org](http://www.fao.org)) können allgemeine Trends der Flächennutzung in Europa abgeleitet werden. So ergibt sich aus den Zahlen, dass die landwirtschaftliche Nutzfläche in den Jahren zwischen 1965 und 1991 um 8,3 Prozent und die Fläche des permanenten Grünlands um 9,1 Prozent abgenommen haben. Der Anteil der Waldfläche stieg dagegen in diesem Zeitraum um 8,5 Prozent.

ZEBISCH (2002) wählt zur Beschreibung des Trends des Landschaftswandels in Europa die Begriffe *Intensivierung* und *Marginalisierung*. Agrarlandschaften mit guten Anbaubedingungen werden intensiv genutzt; Schläge werden vergrößert, Landschaftselemente beseitigt, die Fruchtfolge verengt und mehr Dünger- und Pestizide eingesetzt. Dagegen unterliegen durch die veränderten Marktbedingungen der Agenda 2000 ganze Landstriche der Marginalisierung.

Im Arbeitsdokument der Europäischen Kommission zur Evaluation von Agrar-Umweltprogrammen werden neben der Intensivierung und Marginalisierung auch die beiden Trends der *Spezialisierung* und *Konzentration* beschrieben (KOM, 1998 b, S. 16 ff.).

### 4.3.1 Intensivierung

Während der letzten 40 Jahre sind die Erträge der Tier- und Pflanzenproduktion kontinuierlich angestiegen. Dieser Trend der intensiven, ertragssteigernden Produktion, der auch für die Zukunft prognostiziert wird, ist auf veränderte landwirtschaftliche Verfahren wie dem Anbau von Monokulturen, hohem Mitteleinsatz, und dem Anbau spezialisierter Sorten sowie auf den Fortschritt der Agrartechnik und maschineller Anlagen zurückzuführen. In vielen Regionen zeigte sich ein struktureller Wandel im Zusammenlegen von Feldern und Betrieben. Auch wenn die intensive Landwirtschaft einen hohen Mit-

teleinsatz erfordert, ist der Umgang mit Düngemitteln und agrochemischen Stoffen in vielen Betrieben in den letzten Jahren rationeller geworden (vgl. KOM, 1998 b, S. 17).

### 4.3.2 Marginalisierung

Als Pendant zur intensiven Landwirtschaft wird der Trend der Marginalisierung beobachtet. Hier können entweder einzelne Felder oder Betriebe oder ganze Landstriche betroffen sein. Vom Brachfallen oder der Marginalisierung am stärksten betroffen sind zwei Hauptgruppen, nämlich Regionen mit ungünstigen Bedingungen und solche, für die eine kleinflächig betriebene Landwirtschaft charakteristisch ist (vgl. KOM, 1998 b, S. 17f.).

### 4.3.3 Spezialisierung

Die Spezialisierung in der Landwirtschaft drückt sich hauptsächlich in der Trennung von Viehzucht und Ackerbau aus. Immer mehr Betriebe entscheiden sich zugunsten der Rationalität im Einsatz der Ressourcen gegen eine komplexe Landwirtschaft. Der nachteilige Effekt ist die Unterbrechung des Nährstoffkreislaufs zwischen Tier und Pflanze, der im Ackerbau einen höheren Düngemiteleinsatz erfordert. In einigen Mitgliedstaaten ist der Mischanbau seit 20 Jahren stark rückläufig (vgl. KOM, 1998 b, S. 18).

### 4.3.4 Konzentration

Unter dem Trend der Konzentration wird die Anhäufung von gleichartigen Betrieben in einer Region verstanden. Die Gründe für den Vorzug spezialisierter Regionen liegen zum einen im günstigeren Erwerb von Produktionsmitteln und der Rentabilität beim Vertrieb. Zum anderen kommt es zur Ballung gleicher Betriebe durch günstige Umweltbedingungen eines Gebietes für ein bestimmtes Produkt (vgl. KOM, 1998 b, S. 18).

## 4.4 Landnutzungstrends in der Bundesrepublik Deutschland

Ausgelöst durch die Förderungspolitik der Europäischen Union wird nach Meinung der Autoren DOSCH und BECKMANN (1999 a) der Trend der *Segregation*. Gemeint ist die Funktionalisierung und Ausdifferenzierung der Landschaft in extensiv genutzte Schutzgebiete und stark beanspruchte „*Schmutzgebiete*“. Es besteht die Tendenz, weniger ertragreiche Standorte brachfallen zu lassen oder aufzuforsten und die landwirtschaftliche Nutzung auf Gunstlagen zu beschränken.

Als weiterer Trend wird die *Ausdehnung von Siedlungsflächen*, die zur Versiegelung, Zerschneidung und Naturverinselung führt, beschrieben. Modellrechnungen ergaben einen jährlichen Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsflächen im Bundesgebiet um ca. 41 000 ha (vgl. DOSCH et al., 1999 a, S. 303).

Die Auswertung der Daten des Statistischen Bundesamtes für den Zeitraum zwischen 1993 und 2001 ergaben folgende Entwicklungstendenzen (siehe Abbildung 4-1): Die Gebäude- und Freiflächen erfuhren einen Zuwachs von 11,3% und besitzen damit einen Anteil von 6,5% an der Gesamtfläche der Bundesrepublik. Die Verkehrsflächen erweiterten sich um 4,1% und beanspruchen 4,8% der Gesamtfläche. Bei den Erholungsflächen ist, prozentual betrachtet, die größte Zunahme zu beobachten. 1993 besaßen die Erholungsflächen einen Anteil von 0,6% an der Gesamtfläche, im Jahr 2001 betrug

diese Fläche 0,7%, dies entspricht einer Steigerung von 17,9%. Der Anteil der Waldfläche stieg um 0,7% auf 29,5% des Bundesgebietes. Auch bei den Wasserflächen ist ein Zuwachs von 3,2% zu verzeichnen. Eine Abnahme von 5,4% erfuhr die Flächen anderer Nutzung, die im Jahr 2001 noch einen Anteil von 2% an der Gesamtfläche besaßen. Bei der landwirtschaftlich genutzten Fläche ist ein Rückgang von 2,1% zu beobachten. Im Jahr 2001 wurden 53,5% des Bundesgebietes landwirtschaftlich genutzt. Die Verteilung der Nutzung der landwirtschaftlichen Fläche entspricht in etwa 69% Acker- und 30% Grünlandnutzung. Wobei in den Jahren 1997, 1998 und 1999 eine steigende Tendenz für die Ackernutzung und eine leicht sinkende Tendenz der Grünlandnutzung festgestellt werden kann.

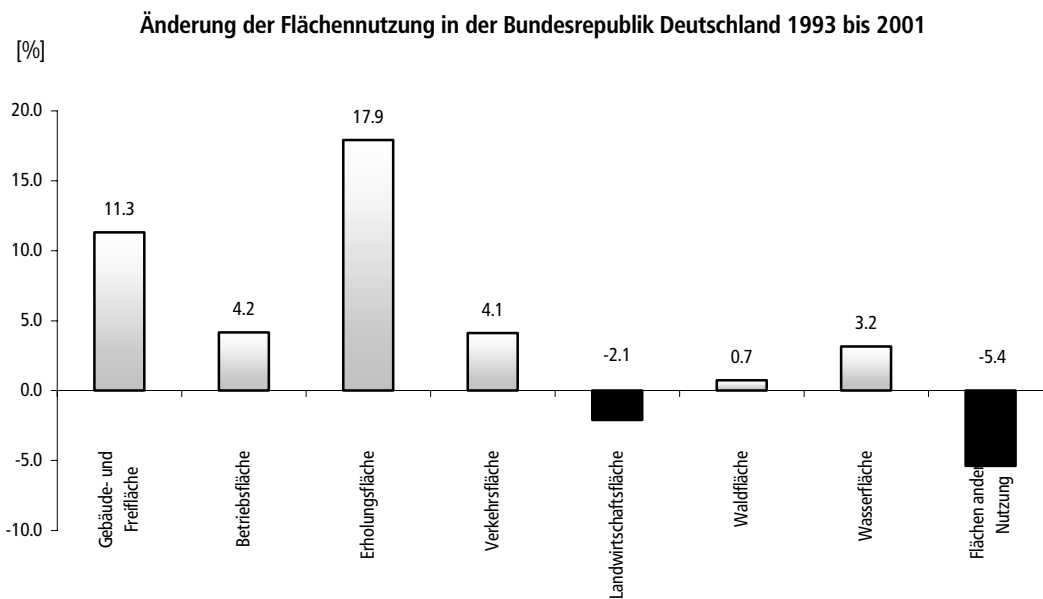
In der Betriebsstruktur der landwirtschaftlichen Betriebe hat sich seit der Wiedervereinigung ein Wandel vollzogen (vgl. STATISTISCHES BUNDESAMT, 2003). Die Zahl der Betriebe hat sich zwischen 1991 und 2001 um 31% reduziert. Bemerkenswert ist dabei, dass dies ausschließlich für Betriebe mit einer landwirtschaftlichen Nutzfläche (LF) von unter 50 ha zutrifft. Die Zahl der Betriebe mit einer LF über 50 ha erfuhr dagegen eine Zunahme von 45%. Die durchschnittliche Größe der bewirtschafteten Fläche pro Betrieb erhöhte sich um 46% von 26 ha auf 38 ha. Die Entwicklung in den neuen und den alten Bundesländern ist zum Teil gegenläufig. Die Flächenausstattung der Betriebe in den alten Ländern verringerte sich zwischen 1991 und 2001 von 244 ha auf 182 ha. Die Zahl der Betriebe stieg zwischen 1991 und 1995 zunächst an und blieb dann nahezu konstant. Im gesamten Bundesgebiet werden 69% der LF von 95% der Betriebe bewirtschaftet, die der Rechtsform Einzelunternehmen, also Familienbetriebe mit einer durchschnittlichen Flächenausstattung von 27,9 ha angehören.

Eine positive Tendenz bei der Anzahl der Betriebe, die unter den Auflagen des ökologischen Landbaus wirtschaften, und der Größe der bewirtschafteten Fläche ist nachweisbar. Die Ausdehnung der LF zwischen 1999 und 2001 betrug dabei 24%. Der Anteil der ökologischen Anbaufläche an der gesamten Anbaufläche beträgt in den neuen Ländern 4,7% und in den alten Ländern 3%, im Bundesdurchschnitt ergibt das 3,5% (vgl. STATISTISCHES BUNDESAMT, 2003).

Auch im Anbauverhalten ist ein Wandel erfolgt. Bei den Getreideflächen sowie beim Anbau von Öl- und Hülsenfrüchten ist eine Steigerung zu beobachten. Der Anbau von Hackfrüchten und Futterpflanzen ist dagegen rückläufig. Der Anteil der Brachflächen stieg im Zeitraum zwischen 1991 und 2001 um 9%. Entscheidend beeinflusst wurde die Entwicklung der Anbauflächen, nach Aussagen des Statistischen Bundesamtes, durch die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) seit 1993 (vgl. STATISTISCHES BUNDESAMT, 2003, S. 3). Die Hektarerträge wichtiger Kulturarten haben sich gegenüber 1991 wesentlich erhöht. Ob dies auf Intensivierung der Landwirtschaft oder Spezialisierungserscheinungen der Betriebe zurückzuführen ist, oder ob es sich lediglich um den technischen Fortschritt handelt, wird nicht beantwortet.

Auf dem Sektor der tierischen Erzeugung hat sich die Zahl der Betriebe mit Viehhaltung halbiert und ein Rückgang der Viehbestände ist zu beobachten. Als drittes Merkmal wird, wie bei der Ackernutzung, die Tendenz zum Großbetrieb beschrieben (vgl. STATISTISCHES BUNDESAMT, 2003).

Ende der 1990er Jahre waren etwa 30% der landwirtschaftlichen Fläche in Deutschland vertraglich in Agrarumweltmaßnahmen eingebunden. Jährlich flossen etwa 1 Mrd. DM in diese Maßnahmen, wobei die EU-Kofinanzierung in den alten Bundesländern 50% und in den neuen 75% betrug. (vgl. OSTERBURG, 2002, S. 216).



**Abb. 4-1:** Änderung der Flächennutzung in der Bundesrepublik Deutschland 1993 bis 2001, Quelle der Daten: Statistisches Bundesamt

Zukünftige Trends der Landnutzung in der Bundesrepublik Deutschland können von der Agrarreform 2003 abgeleitet werden. Im Jahr 2005 werden die Kernelemente Entkopplung, Cross Compliance sowie die obligatorische Modulation durch das *Gesetz zur Durchführung der einheitlichen Betriebsprämie* (Betriebsprämiedurchführungsgesetz – BetrPrämDurchfG), (Bundestag, 2004) in nationales Recht umgesetzt.

## 4.5 Landnutzungstrends in Nordrhein-Westfalen

*„Die Erfahrungen der letzten Jahre haben deutlich gemacht, dass der in Nordrhein-Westfalen eingeschlagene Weg zu einer umweltverträglichen und nachhaltigen Landbewirtschaftung ohne Alternative ist. Wir müssen auch in Zukunft alles daran setzen, die Lebensmittelqualität zu sichern, das Vertrauen der Verbraucherinnen und Verbraucher in die Lebensmittelerzeugung zu stärken, die natürlichen Lebensgrundlagen zu erhalten, unsere vielfältige Kulturlandschaft zu pflegen und gleichzeitig den Landwirtschaftsbetrieben dauerhafte wirtschaftliche Perspektiven zu bieten.“*

Bärbel Höhn, Ministerin für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV 2001)

Wie bereits in der Aufgabenstellung erwähnt, ist das Kulturlandschaftsprogramm (Kulap) ein umwelt- und agrarpolitisches Instrument zur Umsetzung der in der EU-Agrarreform (EWG 2078/92) und der Agenda 2000 (EG 1257/1999) verankerten Vorgaben.

Erste Erfolge bezüglich eines steigenden Flächenanteils, der gemäß des Kulturlandschaftsprogramms bewirtschaftet wird, sind zu verzeichnen. In den Jahren zwischen 1993 und 2000 vergrößerte sich die Fläche, die im Rahmen von Agrar-Umwelt- und Vertragsnaturschutzmaßnahmen bewirtschaftet und gefördert wurde, von rund 40 000 ha auf 150 000 ha (vgl. MUNLV, 2001). Die Auszahlungen an die



Landwirte stiegen von anfangs 7 Mio. auf knapp 60 Mio. DM. Laut Aussage von Umweltministerin Bärbel Höhn wuchs das Interesse an einer Programmteilnahme im Jahre 2001 erheblich an, so dass Verträge für weitere 50 000 ha abgeschlossen wurden (vgl. MUNLV, 2001). Auf 50 000 ha wurden keine chemisch-synthetischen Dünge- sowie Pflanzenschutzmittel aufgebracht und rund 2 800 ha Acker in extensives Grünland umgewandelt (vgl. MUNLV b, S. 32). Diese Tendenzen gelten allerdings für das gesamte Bundesland Nordrhein-Westfalen und können nicht ohne weiteres auf den Untersuchungsraum übertragen werden.

Laut Angaben des Statistischen Jahrbuches 2001 von NRW können Tendenzen der Veränderung von *landwirtschaftlichen Betriebsgrößen* festgestellt werden. Die landwirtschaftliche Nutzfläche in Nordrhein-Westfalen hat sich seit 1971 bis 2001 kontinuierlich von 1 756 613 ha auf 1 498 625 ha verringert, dies entspricht einer Abnahme von fast 15%. Auffällig ist der Wandel in der Struktur der Betriebsgrößen. Im Jahr 1971 wurden knapp 66% der landwirtschaftlich genutzten Fläche von Betrieben mit einer Fläche unter 30 ha bewirtschaftet. Den größten Anteil besaßen dabei die Flächen bis maximal 20 ha. Nur 14% der Fläche wurden von Betrieben mit einer Fläche über 50 ha bearbeitet. Dreißig Jahre später hat sich diese Struktur umgekehrt. Im Jahr 2001 besaßen die Betriebe unter 30 ha einen Flächenanteil von nur noch 24% und die Betriebe über 50 ha einen Anteil von knapp 53% (vgl. LDS, 2001 a). Dieser Strukturwandel wird sich auch in Zukunft fortsetzen, denn jeder fünfte Betrieb hat keinen Hofnachfolger und bei weiteren 42 Prozent ist die Nachfolge ungewiss. Nur jeder dritte Betriebsinhaber gab an, dass die Hofnachfolge gesichert sei (vgl. MUNLV a, S. 19). Für den Planungszeitraum 2000 bis 2006 wird mit einer jährlichen Aufgabe von 1500 Betrieben gerechnet, dies entspricht einer Rate von 2,9% pro Jahr. Die Prognose berücksichtigt dabei nicht die Auswirkungen der GAP-Reform, die den Prozess des Strukturwandels beschleunigen könnten (vgl. MUNLV b, S. 19).

Die landwirtschaftlich genutzte Fläche hat in den Jahren 1996 bis 2001 um 334 km<sup>2</sup> abgenommen. Im Zeitraum zwischen 1990-2001 betrug diese Reduzierung in NRW 4% (siehe Abbildung 4-2). Der größte Teil dieser Abnahme ging zu Gunsten der *Siedlungs- und Verkehrsfläche* (vgl. LDS, 2001 b). Bis zum Jahre 2005 werden angeblich weitere 135 000 ha Landfläche für die Ausbreitung der Verkehrs- und Siedlungsflächen benötigt. Dieser Trend hält vor allem in den ländlichen Räumen an. Zwischen 1988 und 1992 nahm die Siedlungs- und Verkehrsfläche in Nordrhein-Westfalen um 6,4% zu. Der Landkreis Steinfurt (im Untersuchungsgebiet) steht mit einem Zuwachs von 21,6% an der Spitze (vgl. MUNLV a, S. 13).

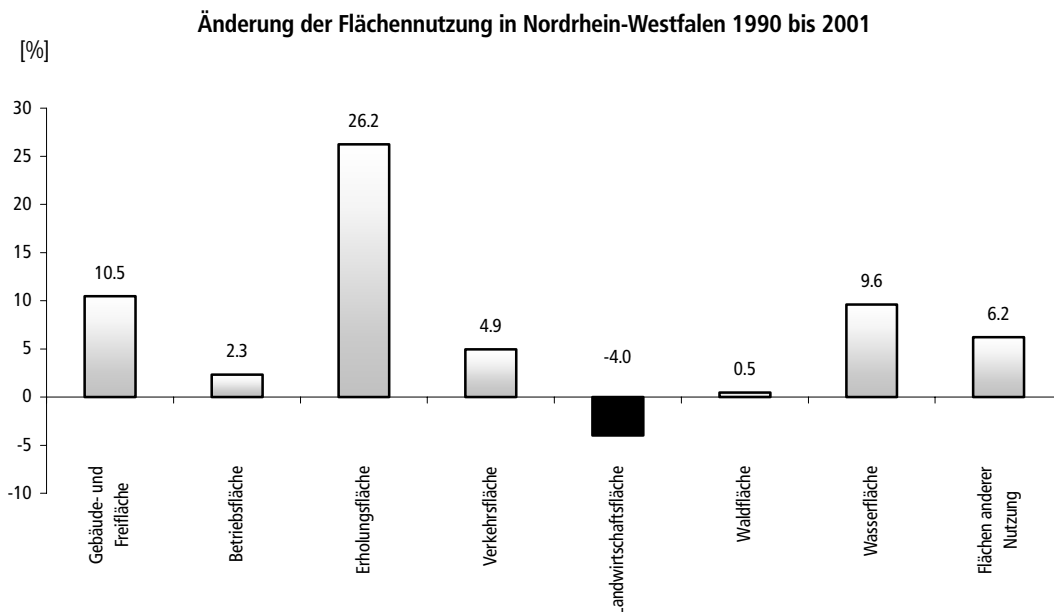
Signifikante Flächenvergrößerungen sind bei den *Erholungsflächen* zu verzeichnen. Im Zeitraum zwischen 1990 und 2001 erweiterte sich diese Art der Flächennutzung um knapp 26,2%.

Auch die *Wasserflächen* können einen Größenzuwachs aufweisen. In den Jahren zwischen 1990 und 2001 stieg der Flächenanteil um 9,6% (Angaben zu Katasterflächen, [www.lids.nrw.de](http://www.lids.nrw.de)).

Aus den Angaben des Statistischen Jahrbuches 2002 zur *Entwicklung der Waldflächen* kann kein klarer Trend erkannt werden. Der Zeitraum zwischen 1979 und 1991 zeichnet sich durch eine starke Zunahme der Waldflächen aus (von 506 940 ha auf 561 760 ha). Zwischen 1991 und 1999 reduzierte sich die Waldfläche auf 531 535 ha und stieg im Jahre 2001 auf 533 507 ha und liegt damit deutlich über dem Wert von 1979. Bei der Struktur der Betriebsgrößen und der Anzahl der Betriebe besteht die gleiche Tendenz wie in der Landwirtschaft. Gab es 1991 noch 12 249 Forstbetriebe, waren es im Jahre 1999 nur noch 2 577 Betriebe, das entspricht einer Abnahme von fast 80%. Im Jahr 2001 stieg die



Anzahl der Betriebe auf 2588 leicht an. Interessant ist dabei die Veränderung der Betriebsstrukturen. In den Jahren 1979 und 1991 waren ca. 92% der Forstbetriebe Betriebe mit einer Waldfläche unter 50 ha. In den Jahren 1999 und 2001 sank die Zahl dieser Betriebe auf ca. 64%. Die Forstbetriebe mit einer Flächengröße zwischen 50 und 200 ha hatten 1979 und 1991 einen Anteil von 4,5% und in den Jahren 1999 und 2001 einen Anteil von rund 21%. Ähnliche Tendenzen sind bei den Forstbetrieben mit einer Waldfläche von mehr als 200 ha zu erkennen, im Jahre 2001 besitzen ca. 14% der Betriebe eine Waldfläche von mehr als 200 ha.



**Abb. 4-2:** Änderung der Flächennutzung in Nordrhein-Westfalen 1990 bis 2001, Quelle der Daten: [www.lids.nrw.de](http://www.lids.nrw.de)

Bei den Nutzungsarten *Betriebsfläche*, *Waldfläche* und *Flächen anderer Nutzung* stellen die Werte von 1990 und 2001 nicht zwangsläufig die Minima bzw. Maxima über den betrachteten Zeitraum dar. Bei den übrigen Nutzungsformen ist eine kontinuierliche Entwicklung zu beobachten.

In den Jahren zwischen 1993 bis 2000 hat sich die Zahl der ökologisch wirtschaftenden Betriebe von anfangs 417 auf 628 Betriebe erhöht. Die ökologisch bewirtschaftete Fläche hat sich in diesem Zeitraum von 11 747 ha auf 21 691 ha nahezu verdoppelt. Die Gesamtfläche des Ökologischen Landbaus in Nordrhein-Westfalen beträgt 1,5%, das liegt unter dem Bundesdurchschnitt von 3,5% der Landfläche (vgl. STATISTISCHES BUNDESAMT, 2003). Die Begründung liegt hier einerseits im Risiko beim Umstieg vom intensiven Veredelungsbetrieb und andererseits bei sehr hohen Pachtpreisen (vgl. MUNLV a, S. 23). „Umstellungswillige Landwirte finden in NRW [...] schwierige strukturelle Ausgangsbedingungen für die Umstellung auf ökologischen Landbau vor [...]. So fallen insbesondere aufgrund des hohen Spezialisierungsgrades vieler nordrhein-westfälischer Betriebe (Bullen- und Schweinemast oder Gemüsebau) höhere Umstellungskosten durch Umorganisation der Betriebsstrukturen und durch Investitionen im Bereich der Vermarktung an. [...] Insbesondere im [...] Münsterland ist das Pachtflächenangebot äußerst knapp. Entsprechend hoch sind die Pachtpreise. Auch dies erschwert die Umstellungsmöglichkeiten und muss bei der Kalkulation der Prämien berücksichtigt werden“ (MUNLV b, S. 265).

### 4.5.1 Landnutzungstrends im Untersuchungsraum

Der Trend des Strukturwandels der Größenklassen landwirtschaftlich genutzter Flächen, der sich in Nordrhein-Westfalen abzeichnet, kann für den Untersuchungsraum zwischen 1999 und 2001 bestätigt werden (vgl. LDS, 2001 a). Es besteht die Tendenz einer Abnahme der Betriebe, die eine Fläche unter 50 ha bewirtschaften und einer Zunahme der Betriebe mit mehr als 50 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche. Der Vorteil oder die Chance des Wandels vom Klein- zum Großbetrieb liegt in einer umweltgerechteren Planbarkeit des bewirtschafteten Gebietes. Die Gesamtheit des Naturraumes kann hier besser berücksichtigt werden als auf kleinen fragmentierten Flächen. So könnten die Belange des Naturschutzes, vor allem die des Biotopverbundes zweckmäßiger realisiert werden. Es besteht allerdings auch die Gefahr, dass in Großbetrieben eher intensiv (umweltbelastender) gewirtschaftet wird und die Effizienz im Vordergrund steht. Damit zusammen hängt auch der wirtschaftliche Faktor der *menschlichen Arbeitskraft*. Bei einem Trend zum Großbetrieb werden unter aller Wahrscheinlichkeit auch weniger Angestellte benötigt als bei der Bewirtschaftung durch Kleinbetriebe. Dies könnte eine Abwanderung der Landbevölkerung wegen Arbeitslosigkeit zur Folge haben.

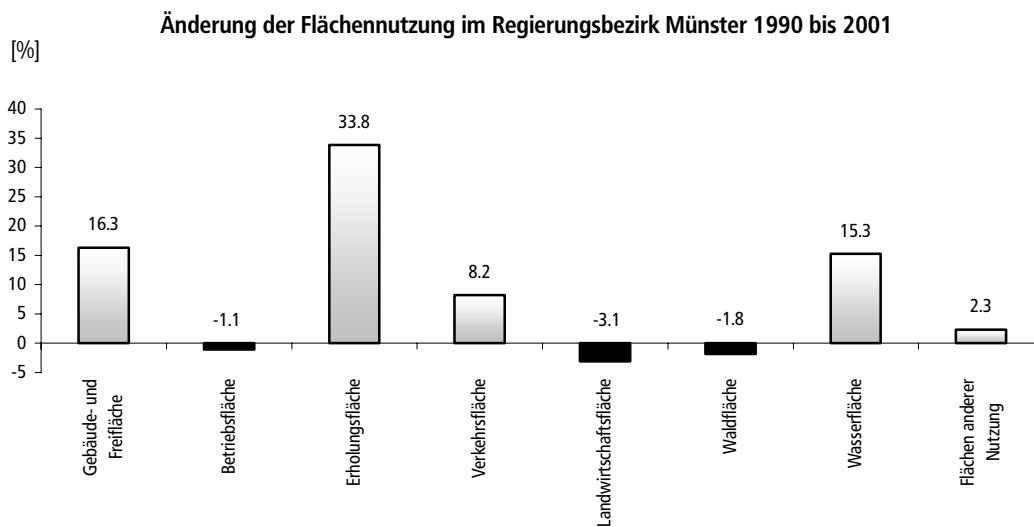
Als eine Folge der EU-Agrarreform sieht MALCHUS (1994) den Rückgang der landwirtschaftlichen Produktion in Gebieten mit einer Bodenkennzahl von weniger als 30. Ein großer Teil der landwirtschaftlichen Fläche wird voraussichtlich nicht mehr für die Produktion benötigt werden. Auf guten Standorten werden sich, nach Meinung des Autors, leistungsfähige landwirtschaftliche Betriebe mit extrem niedrigem Arbeitsbesatz entwickeln.

BÜBIS (1993) erwartet für die Region Münsterland eine Verschlechterung der wirtschaftlichen Lage der Landwirtschaft. Verantwortlich macht der Autor dafür die Überschusssituation in der Landwirtschaft, den Druck von Agrarimporten und die agrarpolitische Zielsetzung der EG, die Überproduktion durch Preisdruck zu ergänzen. Der Strukturwandel hin zu einer *Spezialisierung der Produktion* und zu einer Verringerung der Betriebszahlen wird anhalten. Weitere Argumente, die für einen Strukturwandel sprechen, liefert der Autor mit dem Generationswechsel und der unsicheren Situation der damit verbundenen Hofnachfolge. Trotz allem wird die Landwirtschaft – bei guten Voraussetzungen für die tierische Veredelungswirtschaft – ein wichtiger Wirtschaftsfaktor des Münsterlandes bleiben.

„Die intensive Veredelungsproduktion im Münsterland [...] führt örtlich zu hohen Nährstoffangeboten. In großem Umfang wurde in der Vergangenheit Grünland entwässert und anschließend umgebrochen. Die gesamte Intensivierung hat die Vielfalt der Landnutzung verringert und insbesondere die Feuchtwiesen in ihrem Bestand gefährdet“ (MUNLV a, S. 39).

Nach Angaben des Landesamtes für Datenverarbeitung und Statistik NRW (LDS, 2001 a) ergeben sich für den Zeitraum zwischen 1990 und 2001 im Regierungsbezirk Münster folgende Landnutzungstendenzen: Die landwirtschaftliche Nutzfläche hat sich im Regierungsbezirk Münster zwischen 1990 und 2001 um 3,1 % verringert (siehe Abbildung 4-3). Die Gebäude- und Freifläche stieg um 16,3 %. Bei der Veränderung der Betriebsfläche lassen sich keine Tendenzen nachweisen. Die Erholungsfläche erweiterte sich kontinuierlich und wuchs dabei innerhalb der 11 Jahre um 33,8 %. Die Verkehrsfläche stieg um 8,2 %. Eine klare Tendenz bei der Waldentwicklung kann aus den vorhandenen Daten nicht abgeleitet werden. Im Zeitraum zwischen 1990 und 1999 nahm die Waldfläche, außer im Jahre 1996 kontinuierlich ab (um ca. 3,2 %). Seit dem Jahre 2000 ist eine positive Entwicklung zu verzeichnen. Die

Wasserflächen erfuhren eine Vergrößerung um 15,3% und die Flächen anderer Nutzung eine Erweiterung um 2,3%.



**Abb. 4-3:** Änderung der Flächennutzung im Regierungsbezirk Münster 1990 bis 2001, Quelle der Daten: [www.lids.nrw.de](http://www.lids.nrw.de)

Bei den Nutzungsarten *Betriebsfläche*, *Waldfläche* und *Flächen anderer Nutzung* stellen die Werte von 1990 und 2001 nicht zwangsläufig die Minima bzw. Maxima über den betrachteten Zeitraum dar. Bei den übrigen Nutzungsformen ist eine kontinuierliche Entwicklung zu beobachten.

Im folgenden Abschnitt werden die Ziele des Kulturlandschaftsprogramms und der enthaltene Maßnahmenkatalog beleuchtet. Anschließend werden die für die Modellierung relevanten Maßnahmen sondiert, um nur diejenigen herauszufiltern, die einen direkten Einfluss auf den Wasser- und Stoffhaushalt ausüben.

## 4.6 Ziele des Kulturlandschaftsprogramms von NRW

Das Kulturlandschaftsprogramm bündelt sämtliche Agrar-Umweltmaßnahmen und Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes, vor allem die Anlage und Pflege von Biotopen. Eine flächendeckend umweltverträgliche Landbewirtschaftung mit weitgehend geschlossenen Stoffkreisläufen und die gezielte Sicherung, Entwicklung und Regeneration besonders wertvoller und gefährdeter Lebensräume ist Ziel des Programms. Darüber hinaus soll das Kulturlandschaftsprogramm gleichzeitig dazu beitragen, die natürlichen und wirtschaftlichen Produktionsbedingungen zu verbessern und das Gleichgewicht auf den Agrarmärkten wiederherstellen (vgl. MUNLV, 2001).

Die Ziele des Kulturlandschaftsprogramms, die in diesem Kapitel ausführlich dargestellt werden, sind eine wichtige Grundlage für die Entwicklung des Wasserrahmenrichtlinien-Szenarios (vgl. Kapitel 6). Hier werden Umwelt-Maßnahmen diskutiert, die in den Kapiteln 5 und 6 auf Modellebene anhand eines künstlichen Referenzgebietes sowie dem Einzugsgebiet der Ems untersucht werden.

### 4.6.1 Förderungen

Die Steuerung der landwirtschaftlichen Flächennutzung erfolgt grundsätzlich über den Marktmechanismus und kann wesentlich über gezielte Fördermaßnahmen beeinflusst werden (vgl. BMELF, 1996, S. 22). Da die Teilnahme am Kulturlandschaftsprogramm auf freiwilliger Basis beruht, müssen finanzielle Anreize für die Landwirte geschaffen werden. Der Umstieg von konventioneller Landbewirtschaftung auf umweltgerechte Nutzung ist oft mit einem erhöhten Arbeitsaufwand und einem Ertragsrückgang bzw. -ausfall infolge der Bewirtschaftungsauflagen verbunden. Förderungen und Ausgleichszahlungen sind unerlässlich, um die genannten Ziele zu realisieren. Darüber hinaus sollen im Rahmen des Kulturlandschaftsprogramms ökologische Leistungen honoriert werden (vgl. MUNLV, 2001).

An den Fördermaßnahmen beteiligt sich die EU mit bis zu 50%. Abhängig von der geförderten Maßnahme beteiligt sich das Land mit 50% an der Finanzierung oder Land und Bund teilen die 50% untereinander auf (vgl. MUNLV 2001). Die vom Kulturlandschaftsprogramm geförderten Maßnahmen gliedern sich in die zwei Bereiche Agrar-Umweltmaßnahmen und den Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes.

### 4.6.2 Agrar-Umweltmaßnahmen (vgl. MUNLV, 2001)

#### 4.6.2.1 Förderung einer markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung

Mit diesem Maßnahmenkomplex sollen vor allem extensive und ressourcenschonende Produktionsverfahren zur nachhaltigen Verbesserung der natürlichen und wirtschaftlichen Produktionsbedingungen gefördert werden. Dazu zählen die Bereiche:

- ⇒ Extensivierung im Ackerbau und bei Dauerkulturen sowie die Anlage von Schonstreifen
- ⇒ Grünlandextensivierung
- ⇒ Ökologischer Landbau
- ⇒ Festmistwirtschaft

Die *Extensivierung im Ackerbau und bei Dauerkulturen sowie die Anlage von Schonstreifen* zielt auf eine Reduzierung des Schadstoffeintrags in das Ökosystem, soll die Artenvielfalt erhöhen und mehr Lebens-, Verbreitungs- und Rückzugsräume für die Tiere der Feldlandschaft schaffen. Die Voraussetzung für die Förderung ist der Verzicht auf den Einsatz von 1. chemisch-synthetischen Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, oder 2. chemisch-synthetischen Düngemitteln oder 3. von Herbiziden. Bei der Anlage von Schonstreifen darf keine Düngung, kein Pflanzenschutz und keine mechanische Beikrautregulierung durchgeführt werden.

Den Bewirtschaftungsauflagen der *Grünlandextensivierung* zur Folge darf ein Viehbestand von 1,4 RGV je ha Hauptfutterfläche nicht überschritten werden und es muss auf den Eintrag von chemisch-synthetischem Stickstoffdünger und Pflanzenschutzmittel verzichtet werden. Die organische Düngung ist auf eine Menge begrenzt, die dem Dunganfall von 1,4 RGV entspricht. Mit der Grünlandextensivierung wird also hauptsächlich eine Verringerung des Nähr- und Schadstoffeintrags erzielt.

Für eine Förderung des *Ökologischen Landbaus* müssen die Vorschriften der EG-Verordnung über den ökologischen Landbau (EWG 2092/91) eingehalten werden. Positive Auswirkungen von ökologischen Anbauverfahren auf die Umwelt sind inzwischen belegt worden (vgl. WILHELM, 1999, S. 56). Die

im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft geringen Nährstoffimporte des Ökologischen Landbaus tragen maßgeblich zum Gewässer-, Boden- und Artenschutz bei.

Mit der Förderung der *Festmistwirtschaft* kann ein Beitrag zur Reduzierung der Stickstoffbelastung des Grundwassers geleistet werden, da der Festmist im Gegensatz zum Flüssigmist ein weitaus geringeres Auswaschungspotential besitzt. Die Förderung ist mit den Kriterien der artgerechten Tierhaltung gekoppelt. Jährliche Nährstoffanalysen des Festmistes müssen durchgeführt werden.

#### 4.6.2.2 Erosionsschutz im Ackerbau

Zum Schutz der Böden und der Ertragsfähigkeit werden folgende erosionsmindernde Verfahren gefördert:

- ⇒ Mulch- und Direktsaatverfahren;
- ⇒ Kartoffelanbau mit vorheriger Zwischenfrucht sowie nachfolgender Zwischenfrucht;
- ⇒ Leguminosenanbau;
- ⇒ Anbau von Feldgras oder Klee gras;
- ⇒ Anlage von „*Filterstreifen*“ in Randbereichen;
- ⇒ Einsaat mehrjähriger Grasarten auf Schlägen oder Teilschlägen.

#### 4.6.2.3 Langjährige Flächenstilllegung

Das Ziel dieser Maßnahme ist eine Förderung des aktiven Gewässer-, Boden-, Landschafts- und Naturschutzes. Die Mehrzahl der stillgelegten Flächen betrifft Bereiche entlang von Gewässern oder in erosionsgefährdeten Hanglagen. Wenn die Stilllegung darüber hinaus mit einer Anlage und Pflege von Biotopen verbunden ist, werden weitere Förderungen angeboten. Zwischen 1996 und 2000 wurde die 20-jährige Flächenstilllegung angeboten. Seit dem Jahr 2000 wird, außer in Einzelfällen, nur eine 10-jährige Stilllegung gefördert.

#### 4.6.2.4 Uferrandstreifenprogramm

Die Anlage von Uferrandstreifen soll den Eintrag von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln in das Gewässer verringern bzw. unterbinden und den oberflächlichen Stoffeintrag reduzieren. Diese Gewässerschutzmaßnahme kann seit dem Jahr 2000 auch auf Grünlandstandorten angewendet werden.

#### 4.6.2.5 Förderung der Zucht vom Aussterben bedrohter lokaler Haustierrassen

Dieser Punkt besitzt keine Relevanz für die Aufgabenstellung der Arbeit.

#### 4.6.2.6 Modellvorhaben

Mit der Durchführung von Modellvorhaben soll die ökonomische und ökologische Machbarkeit verdeutlicht, eine zusätzliche Beratungsgrundlage geschaffen, die Umsetzung neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse beschleunigt sowie die Anpassung des Kulturlandschaftsprogramms zusammen mit der Praxis entwickelt und erprobt werden.

Eine sinnvolle Institution, aber für die Aufgabenstellung nicht von Bedeutung.

### 4.6.3 Vertragsnaturschutz

Die Landwirte können freiwillig Verträge mit Laufzeiten von mindestens fünf Jahren über naturschutzrelevante Flächen abschließen, die dann unter bestimmten Auflagen zu bewirtschaften sind. Das Ziel des Vertragsnaturschutzes ist ein landesweiter Aufbau eines zusammenhängenden Biotopverbundes. Förderfähig sind alle für den Naturschutz relevanten Flächen. Die Fördermaßnahmen beziehen sich auf folgende Punkte:

#### A Naturschutzgerechte Nutzung von Ackerrandstreifen / Äckern

Zum Schutz gefährdeter Ackerwildkräuter. Die Flächen müssen in oder an Naturschutzgebieten liegen und / oder gefährdete oder viele typische Ackerwildkräuter aufweisen.

#### B Naturschutzgerechte Bewirtschaftung von Grünland

Diese Maßnahme dient dem Schutz erhaltenswerter Grünlandbiotope besonders in Feuchtwiesen, Gewässerauen oder im Mittelgebirge.

B1 Umwandlung von Acker in Grünland

B2 Extensivierung von Grünland

B3 Naturschutzgerechte Bewirtschaftung sonstiger Biotope

B4 Zusätzliche Maßnahmen in Verbindung mit naturschutzgerechter Grünlandnutzung

#### C Streuobstwiesenschutz

#### D Biotopanlage und -pflege

## 4.7 NRW-Programm „Ländlicher Raum“

Zusätzlich zu den Maßnahmen, die durch den EAGFL gefördert werden, wird auf nicht gemeinschaftlicher Basis die Anpassung und Entwicklung des ländlichen Raums bezuschusst. Zu diesen Maßnahmen gehörten im Förderzeitraum 1994 bis 1998 die Flurbereinigung und die Dorferneuerung (vgl. MUNLV b, S. 31).

„Die Fördermaßnahmen sind [...] darauf ausgerichtet, die **multifunktionale Bedeutung** der Land- und Forstwirtschaft sowie des ländlichen Raums zu stärken. Dazu müssen die verschiedenen Maßnahmen aufeinander abgestimmt und miteinander vernetzt werden“ (MUNLV b, S. 35). Beispiele: **1. Der Ökologische Landbau** wird von der Produktion bis zur Vermarktung unterstützt, **2. Diversifizierung** landwirtschaftlicher Betriebe zur Schaffung neuer Einkommensmöglichkeiten, **3. „Eine wettbewerbsfähige Land- und Forstwirtschaft** ist auch auf einen lebens- und funktionsfähigen ländlichen Raum angewiesen. Deshalb ist es notwendig, ergänzend zu den Maßnahmen zur Verbesserung der Produktionsstruktur auch **Maßnahmen zur Entwicklung der ländlichen Räume** durchzuführen. Die Förderung der **Dorferneuerung** und der **Flurbereinigung** schaffen die infrastrukturellen Voraussetzungen für attraktive Dörfer und für eine Landentwicklung, die zugleich effiziente Landbewirtschaftung und Nutzung als Erholungsraum sicherstellt [...]“ (MUNLV b, S. 36), **4. „Die Agrarumweltmaßnahmen und die Ausgleichsmaßnahmen sind so konzipiert, dass sie einerseits die ökologischen Zielstellungen voll erreichen, andererseits aber zugleich bei den Landwirten auf Akzeptanz stoßen und angenommen werden. Dabei steht der produktionsintegrierte Ansatz der Maßnahmen im Vordergrund, denn nur so lässt sich die flächendeckende Landbewirtschaftung erhalten“** (MUNLV b, S. 37).

## 4.8 Zusammenfassung des Maßnahmenkataloges des Kulturlandschaftsprogramms hinsichtlich der Szenarienbildung

### 4.8.1 Trends des Flächenanspruchs verschiedener Landnutzungsarten

In diesem Abschnitt werden die für die Modellierung relevanten Trends des Landnutzungswandels der letzten Jahre zusammengefasst. Aufgrund der oben beschriebenen Ziele des Kulturlandschaftsprogramms und des Programms zur Entwicklung des ländlichen Raums in NRW kann angenommen werden, dass sich die aufgezeigten Trends zukünftig fortsetzen werden. Schwierigkeiten ergeben sich jedoch bei der Quantifizierung, denn konkrete Aussagen über angestrebte Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungsarten werden in der Regel nicht getroffen. Im Programm zur Entwicklung des ländlichen Raums Nordrhein-Westfalens sind einige Zielgrößen bis zum Jahr 2006 aufgelistet. Beispielsweise soll die landwirtschaftlich genutzte Fläche, die gemäß den Auflagen der Agrarumweltmaßnahmen bewirtschaftet wird, auf 200 000 bis 250 000 ha vergrößert werden (vgl. MUNLV b, S. 51). Allerdings gelten die Angaben für das gesamte Bundesland und nicht für das Untersuchungsgebiet. Tendenzen für den Untersuchungsraum können also nur abgeleitet werden.

#### 4.8.1.1 Landnutzungsarten mit zunehmendem Flächenanspruch

- ⇒ Siedlungs- und Verkehrsflächen
- ⇒ Erholungsflächen
- ⇒ Wasserflächen
- ⇒ Waldflächen (in NRW)
- ⇒ Ökologischer Landbau (MUNLV b, S. 124)
- ⇒ Grünland

Für die Modellierung besitzt vor allem die Zunahme der Wald- und Grünlandflächen Relevanz. Diese Flächennutzungsformen wirken sich direkt auf den Wasserhaushalt aus und können durch die Modifizierung der Landnutzungsdaten (Shape-File) relativ leicht im Modell realisiert werden. Die leicht steigende Tendenz des Zuwachses der Siedlungs- und Verkehrsflächen wird im Modell vernachlässigt. Die Zunahme der Erholungs- und Wasserflächen ist prozentual betrachtet signifikant, der absolute Flächenanteil dieser Nutzungsarten bleibt jedoch verschwindend gering und wird aus diesem Grund bei der Modellierung nicht beachtet. Die Realisierung der Flächenvergrößerung des Ökologischen Landbaus wird über veränderte Bewirtschaftungsmethoden (geringere Düngergaben, schonende Bodenbearbeitung etc.) auf ausgewählten Ackerstandorten erreicht.

#### 4.8.1.2 Landnutzungsarten mit abnehmendem Flächenanspruch

- ⇒ Landwirtschaftsfläche (hauptsächlich Ackerfläche)
- ⇒ Waldfläche (im Regierungsbezirk Münster)

Die Umsetzung des Trends der Abnahme der ackerbaulich genutzten Landfläche wird durch eine Flächenreduzierung der Ackerflächen im Landnutzungs-Shapefile realisiert. Diese Flächenanteile werden in Wald- und Grünlandstandorte umgewandelt.



Die Tatsache, dass die Waldflächen bei der Auswertung der statistischen Daten im Regierungsbezirk Münster eher eine abnehmende Tendenz zeigen, wird hier ignoriert. Einerseits ist der Waldanteil im Untersuchungsgebiet bereits äußerst gering und andererseits wird im Plan zur Entwicklung des ländlichen Raumes eine Vergrößerung der Forstflächen angestrebt (vgl. MUNLV b, S. 52). Um die Ziele des Kulturlandschaftsprogramms zu erreichen (eine flächendeckend umweltverträgliche Landbewirtschaftung mit weitgehend geschlossenen Stoffkreisläufen) ist es unausweichlich, den Anteil der Waldflächen zu vergrößern.

#### 4.8.2 Modellierungsrelevante Maßnahmen

Die modellierungsrelevanten Maßnahmen des Umwelt- und Gewässerschutzes gliedern sich in verschiedene Kategorien. Zur einen Kategorie zählen die Maßnahmen, die einen **verminderten Stoffeintrag ins Landschaftsökosystem** zur Folge haben. Hierzu zählt die Extensivierung von Acker- und Grünland und die naturschutzgerechte Bewirtschaftung. Auf Modellebene können diese Maßnahmen durch veränderte Bewirtschaftungsmethoden umgesetzt werden. Die Düngemengen auf diesen Flächen werden reduziert und bei der Bodenbearbeitung wird beispielsweise kein Pflug benutzt, sondern ein Gerät, das den Boden mit geringer Durchmischungseffizienz nicht-wendend bearbeitet. Die Umwandlung von Ackerflächen in andere Nutzungsarten kommt in der Regel auch einer Extensivierung bzw. einer Verminderung der Stoffeinträge nahe. Im Gegensatz zu veränderten Bewirtschaftungsmethoden ist diese Maßnahme flächenbezogen und lässt sich daher leicht modellieren. Ausgewählten Ackerflächen werden dabei eine andere Landnutzungsart und ein anderes Management zugewiesen.

Zu einer weiteren Kategorie gehören Maßnahmen, die auf eine **Reduzierung des direkten Stoffeintrages in die Oberflächengewässer** abzielen. Hierzu zählen beispielsweise der Erosionsschutz und die Anlage von Uferrandstreifen. Die Maßnahmen des Erosionsschutzes, die auf Bewirtschaftungsmethoden beruhen (konservierende Bodenbearbeitung, Anbau mit Fruchtfolgen etc.), können durch entsprechende Parametrisierung der Bewirtschaftungsmethoden auf Modellebene umgesetzt werden. Schwieriger ist es diejenigen Maßnahmen zu realisieren, die sich weder durch veränderte Bewirtschaftungsmethoden noch durch eine Flächenzuweisung implementieren lassen. Hierzu gehört beispielsweise die Anlage von Filter- und Uferrandstreifen. In SWAT kann eine Filterfunktion dieser Streifen eingerichtet werden, die Breite dieser Streifen ist jedoch der einzige veränderbare Parameter (siehe auch Kapitel 5.5.4 und 7.2). Ähnliches gilt für Biotoppflegemaßnahmen des Vertragsnaturschutzes oder für ein Biotopverbundsystem. Diese besitzen einen besonderen Wert für den Umwelt- und Naturschutz, können aber vom Modell nicht erfasst werden. Das Modellergebnis wird lediglich von der Flächengröße der Landnutzungsarten, dem Zusammenspiel von Landnutzung und Bodentyp sowie den Bewirtschaftungsmethoden beeinflusst. Funktionen, die beispielsweise die Wechselwirkungen zwischen Pflanzen und Tieren darstellen, gibt es in Wasser- und Stoffhaushaltsmodellen (noch) nicht.



Tab. 4-2: Modellierbare Agrar- Umweltmaßnahmen

Maßnahme	Umsetzung im Modell
<b>Flächenbezogene Maßnahmen</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ausweitung der Wald- und Grünlandstandorte / Verringerung der Ackerflächen</li> <li>• Flächenstilllegung von Ackerflächen</li> <li>• Aufgabe der Auennutzung</li> </ul>	<p>Veränderung der Landnutzungsdatei (Shape-Dateien). Zuweisung der Landnutzungsart Grünland bzw. Wald auf ehemaligen Ackerflächen.</p> <p>Ackerflächen ohne Bewirtschaftungsoptionen (keine Düngung, keine Bodenbearbeitung)</p> <p>Umwandlung von ufernahen Acker- und Grünlandstandorten in Flächen ohne Bewirtschaftung. Deklaration der Vegetation als Feuchtgebietsstandort.</p>
<b>Extensivierung</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ackerbau</li> <li>• Grünland</li> </ul>	<p>Reduzierung der Düngemenge in den Bewirtschaftungsszenarien.</p> <p>Verringerung der Viehbesatzdichte auf 1,4 GV durch Veränderung der Bewirtschaftungsszenarien. Reduzierung des Wirtschaftsdüngereinsatzes.</p>
<b>Erosionsschutz</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• konservierende Bodenbearbeitungsmethoden</li> <li>• Uferrandstreifen</li> <li>• Anbau mit Fruchtfolgen (geringe Brachezeiten)</li> </ul>	<p>Nicht Pflügen, sondern nicht-wendende Bodenbearbeitung, Reduzierung der Pflugtiefe, Verringerung der Durchmischungseffizienz.</p> <p>Modifizierung des Parameters FILTERW</p> <p>Einrichtung von komplexen mehrjährigen Bewirtschaftungsszenarien mit geringen Brachezeiten.</p>
<b>Verbesserung der Gewässermorphologie</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Anschluss von Altarmen</li> </ul>	<p>Verlängerung der Fließgewässerlänge auf HRU-Ebene, Modifizierung des Rauigkeitsbeiwertes des Gewässerbettes.</p>

### 4.8.3 Auswirkungen von Agrarumweltmaßnahmen

In einer Studie der Universität Göttingen werden die Umweltwirkungen von Agrarumweltmaßnahmen bewertet. Der Bewertungsmaßstab liegt zwischen -5 bis +5 im Bezug zur guten landwirtschaftlichen Praxis. In der folgenden Tabelle sind die Ergebnisse dargestellt.

Tab. 4-3: Bewertung von Umweltmaßnahmen im Vergleich zur guten landwirtschaftlichen Praxis (KOM, 1998b, S. 46)

Maßnahme	Note (-5/+5)
Mehrjährige Bepflanzung von Uferrändern und Böschungen	3,8
Verzicht auf Düngung und Pflanzenschutz in ökologisch empfindlichen Gebieten	3,6
Schutzpflanzungen von Bäumen und Hecken	3,6
Extensive Obstplantagen	3,5
Umwandlung von Ackerland in extensiv genutztes Grünland	3,3
Umweltschutzverträge für Einzelflurstücke	3,3
20jährige Flächenstilllegung für Biotop	3,2
Verzicht auf Mineraldünger und Pflanzenschutzmittel	3,1
Kein Einsatz von Mineraldüngern und Pflanzenschutzmitteln auf Grünland	3,0
Mehrjährige Feldrandbepflanzungen	2,9
Pflege brachliegender Flächen	2,8
Ökologischer Ackerbau	2,5
Extensive Grünlandbewirtschaftung auf Einzelflurstücken	2,3
Verzicht auf Herbizide im Ackerbau	2,2
Ökologisches Grünland	2,1
Ökologischer Gartenbau, Dauerkulturen	2,1
Viehbesatzdichte < 1,4 GVE/ha Futterfläche	2,1
Reduzierte Mineraldüngung auf Grünland	1,9
Verzicht auf Mineraldüngung im Ackerbau	1,8
Mindestens 4-Frucht-Folge	1,7
Umweltgerechtes Versprühen von Gülle auf Grünland	1,7
Umweltgerechtes Versprühen von Gülle auf Ackerland	1,6
Untersaat	1,4
Späte Mahd auf Grünland	1,3
Integrierter Gartenbau	1,1
Mulchsaat	1,1
Verzicht auf Mittel zur Wachstumsregulation im Ackerbau	0,9
Integrierter Landbau	0,8
Vergrößerung des Reihenbestandes	0,8

In diesem Kapitel wurden die agrarpolitischen Steuerungsmechanismen der EU aufgezeigt, durch die die regionale Umwelt- und Agrarpolitik in den Mitgliedsländern maßgeblich beeinflusst wird. Die dargestellten Fördermaßnahmen des Kulturlandschaftsprogramms NRW finden bei der Modellierung des Wasserrahmenrichtlinien-Szenarios im Kapitel 6 besondere Beachtung. Bevor die Szenariosimulationen durchgeführt werden, wird im folgenden Kapitel zunächst die Funktionsweise des verwendeten Modells (SWAT 2000) beschrieben sowie eine Sensitivitätsanalyse ausgewählter Parameter anhand eines künstlichen Referenzgebietes durchgeführt. Außerdem wird anhand des Referenzgebietes der Versuch unternommen, die Effektivität ausgewählter Maßnahmen auf Modellebene zu analysieren.

## Kapitel 5

# Modellierung

### 5.1 Anforderungen an das Modell

Es existiert eine Vielzahl von Anwendungen zur hydrologischen Flusseinzugsgebietsmodellierung (vgl. BORK & SCHRÖDER, 1996, KRYSANOVA & HABERLANDT, 2002, VOLK & STEINHARDT 2001). Die Modelle basieren teilweise auf unterschiedlichen Ansätzen und sind für verschiedene Maßstabsbereiche entwickelt worden (KRYSANOVA, 1996, SIVAPLAN, 2003). Es stellt sich also zunächst die Frage nach der Wahl eines adäquaten Modells. Zum einen hängt dies von der betrachteten Skalenebene (vgl. VOLK & STEINHARDT, 2001) ab und zum anderen von den Anforderungen, die an das entsprechende Modell gestellt werden. Im Vordergrund dieser Arbeit steht die Betrachtung des Wasser- und Stoffhaushaltes in Abhängigkeit von Landnutzungsänderungen sowie veränderten Bewirtschaftungsmethoden. Das verwendete Modell muss gewährleisten, dass nicht nur die Landnutzungsart bzw. die aktuelle oder potenzielle Vegetation berücksichtigt wird, sondern darüber hinaus auch die unterschiedlichsten Arten der Bewirtschaftung einbezogen werden können. Beispielsweise sollten Bewirtschaftungstermine (Saat, Ernte, Bodenbearbeitung, Düngung), individuelle Fruchtfolgen etc. zumindest auf Teileinzugsgebietsebene implementiert werden können.

### 5.2 Gründe für die Wahl des Modells SWAT

Das Untersuchungsgebiet der Ems ist hydrologisch im mesoskaligen Bereich einzuordnen. Das Modell SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (ARNOLD, 1998) wurde vorzugsweise für diese Skalenbereiche entwickelt.

Das Hauptargument für die Wahl dieses Modells liegt jedoch in der Tatsache, dass SWAT im Wesentlichen zur Abschätzung des Einflusses von Landnutzungsänderungen bzw. von Bewirtschaftungsmethoden auf den Wasser- und Stoffhaushalt entwickelt wurde.

*„ SWAT was developed to predict the impact of land management practices on water, sediment and agricultural chemical yields in large complex watersheds with varying soils, land use and management conditions over long periods of time.“*

(NEITSCH et al., 2001 a, S. 1)

Und genau dort liegen die Stärken dieses Modells. Es lässt sich sehr differenziert parametrisieren und der Nutzer kann eine Vielzahl von Bewirtschaftungsmethoden und Bewirtschaftungsterminen vorgeben.

Im Projekt EUROHARP (<http://www.euroharp.org>), zur Harmonisierung der Methoden der Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus diffusen Quellen, werden neun verschiedene Modelle auf deren Anwendbarkeit untersucht. SWAT wird hier in verschiedenen europäischen Regionen (England, Italien, Österreich, Schweden, Spanien und Ungarn) angewendet. SWAT weist, gegenüber anderen Modellen, einige Vorzüge auf. Es ist einerseits sehr gut dokumentiert (NEITSCH et al., 2001 a und 2001 b, DI LUZIO et al., 2001) und darüber hinaus kostenlos im Internet (<http://www.brc.tamus.edu/swat/>) verfügbar. Es kann entweder über ein Interface in das ebenfalls kostenlose GIS GRASS (<http://grass.itc.it/>) oder ins kostenpflichtige GIS ARCVIEW (<http://www.esri.com>) ab Version 3.2 eingebunden werden. Dank der Open-Source-Philosophie, also der Offenlegung und freien Verfügbarkeit des gesamten Quellcodes, wird es jedem Anwender mit Programmierkenntnissen ermöglicht, 1. das Modell besser verstehen zu können, 2. direkte Modifizierungen und Ergänzungen am Programm vorzunehmen und 3. mögliche Programmierfehler aufzudecken und zu korrigieren.

Für die Modellierung in der vorliegenden Arbeit wurde eine geringfügig modifizierte Version (siehe Kapitel 5.5.3.2 und 5.5.3.3) von AVSWAT 2000 version 1.0 (update 03/11/2002) verwendet.

## 5.3 Modellbeschreibung

SWAT ist ein physikalisch begründetes Modell (vgl. NEITSCH, 2001 a, S. 1) und basiert auf deterministischen Ansätzen. Es ist räumlich differenziert und betrachtet hydrologische Prozesse in horizontaler und vertikaler Dimension. Der Zeitrahmen des Modells ist kontinuierlich. SWAT ist darauf ausgelegt, den Wasser- und Stoffhaushalt eines Einzugsgebietes unter langfristigen Bedingungen zu simulieren. Kurzfristige (z.B. Hochwasser-) Ereignisse können nicht detailliert dargestellt werden. Die kleinste Zeiteinheit, in der die Daten ausgegeben werden können, sind Tage. Sämtliche Gleichungen und physikalisch-mathematische Ansätze sind im Handbuch beschrieben (vgl. NEITSCH et al., 2001 a).

### 5.3.1 Das HRU-Konzept

Bei der Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes wird in SWAT nach dem HRU-Konzept verfahren. HRU's (Hydrologic Response Unit) sind die kleinsten räumlichen Einheiten, die die „gleichen“ hydrologischen Eigenschaften besitzen. Sie werden bei der Verschneidung von Informationen über die Landnutzung und den Bodeneigenschaften gebildet (vgl. NEITSCH, 2001 a, S. 7). Dabei kann der Nutzer einen Schwellenwert für den Mindestflächenanteil angeben. Ist der Flächenanteil eines Bodentyps oder einer

Landnutzungsart in einem Teileinzugsgebiet kleiner als der gewählte Schwellenwert, wird er bei der HRU-Generierung nicht berücksichtigt. Besitzt die Landnutzungsart Grünland in einem Teileinzugsgebiet einen Flächenanteil von 4,3%, der Schwellenwert liegt aber bei 5%, so wird es in diesem TEZG keine HRU mit der Landnutzungsart Grünland geben.

Zwischen den HRU's eines Teileinzugsgebietes treten keine Interaktionen auf, vielmehr werden die Stofffrachten der einzelnen HRU's addiert. Der Oberflächenabfluss fließt beispielsweise nicht von HRU A nach HRU B, sondern die Summen der Oberflächenabflüsse jeder HRU in einem Teileinzugsgebiet werden zu dessen Auslass „geroutet“ bzw. dort dem Vorfluter zugeführt. Nach diesem Prinzip wird in SWAT mit sämtlichen hydrologischen und stoffbezogenen Prozessen verfahren. Ein neues, landschaftsbezogenes HRU-Konzept ist derzeit in Entwicklung (vgl. VOLK et al., 2004).

### 5.3.2 Prinzip des Wasserhaushalts in SWAT

Die Grafik (siehe Abbildung 5-1) veranschaulicht, welche Faktoren in SWAT den Wasserhaushalt bestimmen und welche Interaktionen zwischen ihnen auftreten. Der Niederschlag legt prinzipiell die zur Verfügung stehende Wassermenge fest. Darüber hinaus kann aber auch die Wassermenge definiert werden, die beispielsweise bei der Betrachtung eines Teileinzugsgebietes über Oberflächengewässer ins untersuchte Gebiet strömt. Am Anfang einer Simulation müssen die Speichergrößen *Bodenkörper* und *Aquifere* zunächst mit Wasser aufgefüllt werden, damit der Wasserkreislauf auch wie ein Kreislauf funktionieren kann. Aus diesem Grund sollte zumindest das erste Simulationsjahr nicht zur Auswertung herangezogen werden. Die im Folgenden geschilderten Modellansätze sind ausführlich in der theoretischen Dokumentation (NEITSCH et al., 2001 a) beschrieben.

Prinzipiell und stark vereinfacht funktioniert der Wasserkreislauf in SWAT folgendermaßen:

Der **Niederschlag** wird teilweise von der Vegetation aufgenommen (Interzeption), der Rest gelangt auf den Boden. Dort fließt ein Teil des Wassers, sofern die Bedingungen dafür gegeben sind (Hangneigung, Bodeneigenschaften, Bedeckung), oberflächlich ab (Surface Runoff) und der übrige Teil versickert im Boden (Infiltration).

In der Regel wird ein großer Anteil des Wassers wieder **verdunstet**. Einerseits durch die Vegetation (Interzeptionsverdunstung und Transpiration) und über den Bodenkörper (Evaporation). Bei vorhandener Vegetationsdecke wird zudem die erosive Energie des Niederschlages reduziert. Die Speicherkapazität der Vegetation ist eine Funktion aus Bedeckungsgrad und Pflanzenmorphologie und wird täglich für jede HRU neu berechnet. Die Interzeptionsverdunstung ist abhängig von der potenziellen Evapotranspiration, der Speicherkapazität der Vegetation und des aktuell in der Vegetation gespeicherten Wassers vom Vortag. Die Transpiration berechnet sich aus dem aktuellen Blattflächenindex sowie der für die Verdunstung des freien Interzeptionswassers angepassten  $ET_{pot}$ . Steht kein pflanzenverfügbares Wasser im Bodenkörper zur Verfügung, so wird Wasserstress für die Vegetation ausgelöst und die Transpirationsleistung reduziert.

Der **Bodenkörper** wird in SWAT in verschiedene Kompartimente unterteilt. Es handelt sich hier einerseits um die verschiedenen Bodenhorizonte, um gesättigte und ungesättigte Bereiche sowie durchwurzelte und nicht durchwurzelte Bereiche. Der durchwurzelte Bodenabschnitt steht zur Versorgung der Vegetation mit Nährstoffen und Wasser zur Verfügung. Die Wasserbewegung im Bodenkörper

kann vertikal und horizontal erfolgen. Die horizontale Bewegung wird als lateraler Abfluss (Lateral Flow) bezeichnet, der dem Vorfluter zugeführt wird. Vertikale Wasserbewegungen können aufwärts und abwärts gerichtet sein. Die aufwärts gerichtete Bewegung führt zur Evaporation und zur Wasserversorgung der Vegetation. Die abwärts gerichtete Bewegung (Percolation) zur Auffüllung des oberflächennahen Grundwasserleiters (Shallow Aquifer). Der Bodenkörper und der obere Grundwasserleiter stehen in wechselseitiger Beziehung. Fällt der ungesättigte Bodenbereich „trocken“, wird Wasser aus dem oberen Grundwasserleiter nachgeliefert. Diese Wasserbewegung kann im Modell über verschiedene Parameter gesteuert bzw. unterbunden werden.

Aus dem **oberen Grundwasserleiter** fließt ein Teil als Basisabflusses (Baseflow, Return Flow) direkt in den Vorfluter. Tiefwurzelnde Bäume können aus diesem Grundwasserleiter auf direktem Weg Wasser entnehmen. Die aufwärts gerichtete Wasserbewegung wurde oben beschrieben und die abwärts gerichtete Bewegung führt zur Auffüllung des **tiefen Grundwasserleiters** (Deep Aquifer). Wasser, das den tiefen Grundwasserleiter erreicht hat, steht nicht mehr zur Verfügung und fließt unterirdisch aus dem Einzugsgebiet.

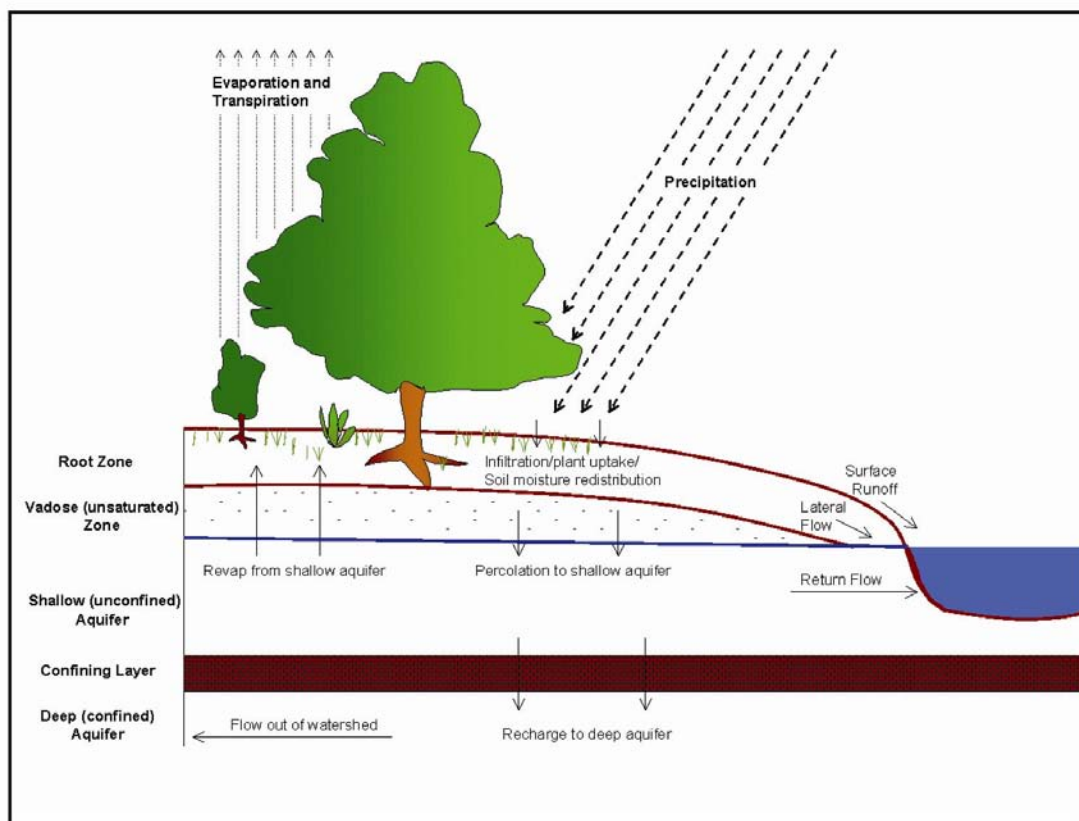


Abb. 5-1: Wasserkreislauf in SWAT, Quelle: NEITSCH et al., 2001 a, S.8

Der **Gesamtgebietsabfluss** (Total Water Yield) bildet sich aus der Summe der Größen: Oberflächenabfluss, lateraler Abfluss und Basisabfluss. Subtrahiert wird der Faktor *Transmission losses* (vgl. NEITSCH, 2001 b, S. 324). Unter *Transmission losses* wird der Wasserverlust des Fließgewässers verstanden, der durch Verdunstung und Versickerung entsteht. Die Höhe des Verlustes ist von vielen Faktoren abhängig.

Hierzu zählen beispielsweise die Beschaffenheit des Flussbettes, die Länge und Breite des Flusses, die Fließgeschwindigkeit, die Geometrie des Flussbettes, die Tiefe des Grundwasserspiegels etc. (vgl. VIVARELLI et al., 2002). Normalerweise treten diese Verluste hauptsächlich bei periodischen oder episodischen Flüssen der ariden oder semiariden Regionen auf. Der **Oberflächenabfluss** kann wahlweise nach zwei verschiedenen Ansätzen berechnet werden, nach dem SCS-curve-number-Verfahren oder nach der Green & Ampt-Infiltrations-Methode.

### 5.3.3 Stofftransport

Neben der Wasserbilanzierung wird in SWAT auch die Verlagerung von Sedimenten, Nährstoffen und Pestiziden betrachtet. Auch für den Stoffhaushalt sind sämtliche Ansätze und Gleichungen im Handbuch ausführlich beschrieben (vgl. NEITSCH et al., 2001 a).

#### 5.3.3.1 Erosion

Die Erosion wird für jede HRU nach der *Modified Universal Soil Loss Equation* (MUSLE) berechnet. In dieser Gleichung wird die Menge des Oberflächenabflusses als Indikator des Bodenabtrages herangezogen. An jedem Tag, an dem oberflächlicher Abfluss auftritt, wird der aktuelle Bedeckungsgrad (Wuchshöhe, Pflanzenart etc.) und somit der Erosionswiderstand mit berücksichtigt (vgl. NEITSCH et al., 2001 a).

#### 5.3.3.2 Nährstoffe

Auch die Verlagerung und Umwandlung (z.B. Denitrifikation) der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor im Boden und im Wasser werden von SWAT simuliert.

Für den **Stickstoff**kreislauf im Boden werden die Prozesse der Mineralisierung, Nitrifikation, Denitrifikation und Verflüchtigung berücksichtigt. Die Pflanzen können dem Boden Stickstoff in Form von Nitrat in löslichen Verbindungen entziehen. Die Anreicherung des Bodens mit organischem und mineralischem Stickstoff erfolgt über die Düngung und die Zersetzung von Pflanzenrückständen nach der Ernte. Zusätzlich zur Aufnahme des Stickstoffs durch die Pflanzen kann der Nährstoff auch mit dem Wasser in horizontaler und vertikaler Richtung (lateraler Abfluss und Versickerung) aus dem Bodenkörper verlagert werden. Organischer Stickstoff kann mit dem Sediment über den Oberflächenabfluss transportiert werden.

Der **Phosphor**-Input erfolgt über Düngung und Pflanzenrückstände nach der Ernte. Im Gegensatz zu den Stickstoffverbindungen sind Phosphorverbindungen relativ immobil. Die Phosphorverlagerung erfolgt in erster Linie mit dem Sediment und der Phosphorentzug des Bodens über die Pflanzen. Aufgrund der hohen Immobilität der Phosphorverbindungen erlaubt SWAT die vertikale Verlagerung nur aus den obersten zehn Millimetern des Bodens in den ersten Horizont (vgl. NEITSCH et al., 2001 a, S. 203).

#### 5.3.3.3 Pestizide

Die Verwendung von Pestiziden in SWAT hat prinzipiell keinen Einfluss auf das Wachstum oder die Gesundheit der Vegetation. Es werden keine Stressfaktoren ausgelöst wenn keine Pestizid-Operationen während der Simulation durchgeführt werden. Die Pestizidfunktion dient lediglich der Untersuchung der

Verlagerung der Chemikalien im Einzugsgebiet. Die Pestizide können über den Oberflächenabfluss in den Vorfluter gelangen und durch Auswaschungen aus dem Boden in den Grundwasserleiter. Während der Transportzeit unterliegen die Chemikalien der Degradation. Die Halbwertzeiten und Löslichkeitsparameter sind für jedes Pestizid in der Pestizid-Datenbank (pest.dat) gespeichert (vgl. NEITSCH et al., 2001 a).

### 5.3.4 Topologie – ja oder nein?

Prinzipiell können im GIS ArcView nicht alle topologischen Eigenschaften zwischen den geographischen Objekten erfasst werden. Angrenzende Objekte besitzen beispielsweise nicht alle Merkmale der Nachbarschaftsbeziehungen. Generell gilt das auch für das Modell SWAT. Geographische Informationen zur Lage der Objekte (hier HRU's) im Raum sind quasi bedeutungslos und zwischen benachbarten HRU's treten, wie in Abschnitt 5.3.1 erläutert, keine Interaktionen auf.

Nun könnte man theoretisch davon ausgehen, dass es keine Rolle spielt in welcher Region des Einzugsgebietes eine bestimmte Landnutzungsform praktiziert wird, denn ihre Position ist dem Modell ja nicht bekannt. Diese Annahme ist nicht grundsätzlich falsch und besäße sogar ihre Berechtigung, wenn man von homogenen Bodenverhältnissen ausgehen würde. Sofern jedoch verschiedene Bodentypen im Einzugsgebiet berücksichtigt werden, dürfte diese Aussage nicht mehr zutreffen. Denn die Genese der Böden ist von unterschiedlichen regionalen Faktoren abhängig. So entwickeln sich beispielsweise in Gewässernähe andere Bodentypen als in Hanglagen (Faktoren, die die Bodengenese beeinflussen beschreiben unter anderem. Scheffer et al 1998, S. 373 ff.). Das folgende vereinfachte Beispiel soll verdeutlichen wie die Landnutzung, dank der räumlichen Differenzierung der Böden, eine raumbezogene Komponente bekommt.

Angenommen im Untersuchungsgebiet kommen zwei verschiedene Bodentypen vor, ein Grundwasser geprägter Auenboden im Niederungsbereich und eine Parabraunerde in Hanglage. 50% des Gebietes werden als Grünland und 50% als Ackerfläche bewirtschaftet. Bei der Verschneidung der Landnutzungs- und Bodeninformationen können maximal vier verschiedene HRU's generiert werden, (siehe 5-1).

Tab. 5-1: HRU-Generierung des Beispiels

HRU	Landnutzung	Bodentyp
1	Acker	Parabraunerde
2	Grünland	Auenboden
3	Acker	Auenboden
4	Grünland	Parabraunerde

Für den Eintrag von Nähr- und Schadstoffen in das Grund- bzw. Oberflächengewässer sollte die Lage der Ackerflächen für das Modell nun nicht mehr bedeutungslos sein. Im Gegenteil, geht man davon aus, dass der Stoffaustrag ins Grundwasser im Auenboden, wegen des geringeren Grundwasserflurabstands, schneller und intensiver abläuft als auf dem grundwasserfernen Standort der Parabraunerde, sollte es sehr wohl einen Unterschied machen, ob sich die Ackerflächen hauptsächlich in Gewässernähe befinden oder nicht. Je größer der Flächenanteil der HRU 3 ist, je größer also der Anteil der Ackerflächen in Gewässernähe ist, desto höher müsste der Stoffaustrag im Teileinzugsgebiet sein. Unter homo-



genen Bodenverhältnissen (nur ein Bodentyp) würde ausschließlich der Flächenanteil und nicht die Lage von Grün- und Ackerland ins Gewicht fallen. Ob diese Vermutung zutrifft, wird in Kapitel 5.5.3.4 anhand zweier Szenarien überprüft.

## 5.4 Datengrundlage

Bevor die ersten Simulationen durchgeführt werden können, muss zunächst die Datengrundlage für das Modell aufbereitet werden. Dabei handelt es sich im Wesentlichen um drei digitale Karten und diverse Klima- und Bodenparameter in Tabellenform. Die Kartengrundlage besteht aus einem digitalen Geländemodell, einer Landnutzungs- und einer Bodenkarte (siehe Karte in Abbildung 3-3). Liegt außerdem ein digitalisiertes Gewässernetz vor, kann es während des Preprocessing-Verfahrens für die Berechnung der Abflussbahnen herangezogen werden.

### 5.4.1 Klimaparameter

Die täglich aufgezeichneten Klimadaten Niederschlag, Temperatur, Windgeschwindigkeit und relative Luftfeuchte der verfügbaren Messstationen werden über Verknüpfungstabellen in das Modell eingebunden. Zusätzlich könnten tägliche Messwerte der Globalstrahlung und der potenziellen Evapotranspiration verwendet werden. Diese standen jedoch für das Untersuchungsgebiet nicht zur Verfügung. Das Modell verfügt über einen Wettergenerator, der aus statistischen Monatswerten fehlende Klimaparameter berechnet.

Die Daten des **Niederschlags** gehen von insgesamt 24 Messstationen, darunter neun vom Deutschen Wetterdienst (DWD), in das Modell ein. Die Niederschlagsmessungen einiger Stationen reichen dabei bis ins Jahr 1947 zurück. Die Berechnung der statistischen Niederschlagsparameter, die das Modell benötigt, basieren daher auf langjährigen Datenreihen.

Die von SWAT benötigten Temperaturdaten müssen als tägliche Maxima und Minima vorliegen. Tägliche Durchschnittstemperaturen können nicht verwendet werden. An den fünf Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes im Einzugsgebiet wurden langjährige **Temperaturmessungen** aufgezeichnet. Die Aufzeichnungen der Station Herford und Gütersloh reichen bis ins Jahr 1947 bzw. 1948 zurück und stellen somit eine solide Grundlage zur Berechnung statistischer Monatsmittel dar.

Die **Windgeschwindigkeit** wurde ebenfalls an den fünf Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes sowie an der Lysimeterstation St. Arnold gemessen. Die Werte des DWD's mussten von der Einheit *Beaufort* in Meter pro Sekunde umgerechnet werden. Dazu diente die folgende Formel (HÄCKEL, 1999, S. 379):

$$v = 0,834 \sqrt{Bf^3 + 0,07} \quad \text{Gl. 5-1}$$

$v$  = Windgeschwindigkeit in [ $m \cdot s^{-1}$ ]

$Bf$  = Windgeschwindigkeit in Beaufort

Die nach Gleichung 5-1 umgerechnete Windgeschwindigkeit  $v$  entspricht der Windgeschwindigkeit in 10 Metern Höhe über der Geländeoberfläche.

Die Daten der durchschnittlichen täglichen **relativen Luftfeuchtigkeit** wurden, wie die oben beschriebenen Klimaparameter, an den Stationen des Deutschen Wetterdienstes sowie an der Lysimeterstation St. Arnold gemessen. Liegen die Luftfeuchtedaten in Prozent vor, müssen sie durch den Faktor 100 geteilt werden, denn in SWAT liegt der Gültigkeitsbereich zwischen 0 und 1.

In der folgenden Tabelle sind die benötigten statistischen Klimaparameter des Wettergenerators von SWAT aufgelistet.

Tab. 5-2: Die statistischen Klimaparameter des Wettergenerators (*userwgn.dbf*)

Spalte in <i>userwgn.dbf</i>	Beschreibung	Einheit	Wertebereich
STATION	Name der Klimastation (muss mit dem der location-Tabelle übereinstimmen)		max. 8 Zeichen
WLATITUDE	Breitengrad der Klimastation	Grad	-90 bis +90
WLONGITUDE	Längengrad der Klimastation	Grad	
WELEV	Höhe des Einzugsgebietes über NN	m	0 – 5000
RAIN_YRS	The number of years of max. monthly 0.5h rainfall		5 – 100
TMP_MX <sub>(mon)</sub>	Durchschnitt der täglichen maximalen Temperaturen pro Monat	°C	-30 bis +50
TMP_MN <sub>(mon)</sub>	Durchschnitt der täglichen minimalen Temperaturen pro Monat	°C	-40 bis +40
TMPSTDMX <sub>(mon)</sub>	Standardabweichung für die tägliche max. Temperatur für jeden Monat		0.1 – 100
TMPSTDMN <sub>(mon)</sub>	Standardabweichung für die tägliche min. Temperatur für jeden Monat		0.1 – 30
PCPMM <sub>(mon)</sub>	Durchschnittliche monatliche Niederschlagssumme	mm H <sub>2</sub> O	0.0 – 600
PCPSTD <sub>(mon)</sub>	Standardabweichung für täglichen Niederschlag im Monat		0.1 – 50
PCPSKW <sub>(mon)</sub>	Schiefekoeffizient für täglichen Niederschlag im Monat		-50 bis +20
PR_W1 <sub>(mon)</sub>	Wahrscheinlichkeit mit der ein <i>feuchter</i> Tag einem <i>trockenem</i> Tag folgt		0.00 – 0.95
PR_W2 <sub>(mon)</sub>	Wahrscheinlichkeit mit der ein <i>feuchter</i> Tag einem <i>feuchten</i> Tag folgt		0.00 – 0.95
PCPD <sub>(mon)</sub>	durchschnittl. Anzahl von Regentagen pro Monat		0 – 31
RAINHHMX <sub>(mon)</sub>	Max. halbstündiges Niederschlagsereignis pro Monat in der gesamten Meßperiode		0.0 – 125
SOLARAV <sub>(mon)</sub>	Durchschnittlicher täglicher Strahlungsempfang im Monat	MJ / m <sup>2</sup> / day	0.0 – 750
DEWPT <sub>(mon)</sub>	Durchschnittliche tägliche Taupunkttemperatur im Monat	°C	-50 bis +25

Spalte in userwgn.dbf	Beschreibung	Einheit	Wertebereich
WND <sub>AV</sub> <sub>(mon)</sub>	Durchschnittliche tägliche Windgeschwindigkeit im Monat	m / s	0 – 100

mon = Monatsmittelwerte für jeden Monat

Die statistischen Parameter des Niederschlags wurden mit dem Programm *pcpSTAT* berechnet (LIERSCH, 2003 a). Die Parameter für die Temperatur und der Windgeschwindigkeiten wurden mit dem Programm *statistics* (LIERSCH, 2003 c) ermittelt und die durchschnittliche monatliche Taupunkttemperatur mit dem Programm *dew02* (LIERSCH, 2003 b). Die Taupunkttemperatur wird in diesem Programm aus der täglichen Maximal- und Minimaltemperatur und der durchschnittlichen relativen Luftfeuchtigkeit abgeleitet.

#### 5.4.2 Das digitale Geländemodell

Das digitale Geländemodell liegt für den Bereich des Einzugsgebietes in Nordrhein-Westfalen in der Auflösung eines 50 x 50 Meter Rasters vor und wurde von Landesvermessungsamt NRW bereitgestellt. Der niedersächsische Teil des Einzugsgebietes wird durch ein 200 x 200 Meter Raster repräsentiert.

Das digitale Geländemodell wird als ArcView-Grid in das Modell eingebunden und dient einerseits zur Berechnung der Fließbahnen, zur Ableitung von Teileinzugsgebieten und zur Bereitstellung der Hangeigenschaften. Die mittleren Geländeeigenschaften (beispielsweise die Hangneigung) werden den Teileinzugsgebieten zugewiesen.

#### 5.4.3 Die Bodendaten

Als Grundlage für die Bodendaten wurde die digitale Bodenübersichtskarte Deutschlands im Maßstab 1:1 Mio. verwendet (BÜK 1000). Diese geht als digitale Bodenkarte im ArcView-Grid oder Shape-Format, also als geographische Information in das Modell ein. Für SWAT besitzt die Bodenkarte einerseits die Information über die Lage und Flächengröße der Bodentypen im Raum und andererseits dient sie als Verknüpfung zwischen geographischer Information und den spezifischen Bodenparametern der Bodendatenbank (*usersoil.dbf*). Die von SWAT benötigten Bodenparameter (siehe Tabelle 5-3) wurden der Bodendatenbank der BÜK 1000 entnommen bzw. über Pedotransferfunktionen abgeleitet.

Jeder im Einzugsgebiet vorkommende Bodentyp muss für SWAT parametrisiert werden. Die Daten sind in einem vorgegebenen Format in einer dBase-Tabelle unter dem Namen *usersoil.dbf* zu speichern.

Tab. 5-3: Parameter der Bodendatenbank *usersoil.dbf*

Spalte in usersoil.dbf	Beschreibung	Einheit	Wertebereich
SNAM	Bezeichnung des Bodens		
NLAYERS	Anzahl der Horizonte		1 – 10
HYDRGP	Bodenfeuchttyp		A,B,C oder D
SOL_ZMX	Max. Durchwurzelungstiefe des Bodenprofils	mm	0 – 3500 (optional)
ANION_EXCL	Fraction of porosity (void space) from which		

Spalte in usersoil.dbf	Beschreibung	Einheit	Wertebereich
	anions are excluded.	fraction	0.01 – 1.0 (optional)
SOL_CRK	pot. oder max. Porenvolumen des Bodenprofils	m <sup>3</sup> / m <sup>3</sup>	0.0 – 1.0 (optional)
TEXTURE	Struktur / Gefüge des Horizontes (noch nicht implementiert!)		
SOL_Z <sub>i</sub>	Tiefe von GOF bis Horizontsohle	mm	0 – 3500
SOL_BD <sub>i</sub>	Dichte des feuchten Bodens bei Feldkapazität	Mg/m <sup>3</sup>   g / cm <sup>3</sup>	1.1 – 2.5
SOL_AWC <sub>i</sub>	nutzbare Feldkapazität	mm H <sub>2</sub> O / mm Boden	0 – 1
SOL_K <sub>i</sub>	hydraulische Leitfähigkeit im wassergesättigten Boden	mm / hr	0 – 2000
SOL_CBN <sub>i</sub>	Gehalt an org. Kohlenstoff	%	0.05 – 10
CLAY <sub>i</sub>	Tongehalt	%	0 – 100
SILT <sub>i</sub>	Schluffgehalt	%	0 – 100
SAND <sub>i</sub>	Sandgehalt	%	0 – 100
ROCK <sub>i</sub>	Kies- und Skelettanteil	%	0 – 30
SOL_ALB <sub>i</sub>	Albedo des feuchten Oberbodens bei Feldkapazität	fraction	0 – 0.25
USLE_K <sub>i</sub>	K-Faktor	0,013*t*m <sup>2</sup> *hr / m <sup>3</sup> *t*cm	0.0 – 0.65
SOL_EC <sub>i</sub>	Elektrische Leitfähigkeit (noch nicht implementiert!)	dS / m	0 – 100

i = Nummer des Horizontes

#### 5.4.4 Die Landnutzungsdaten

Die Daten über die Bodenbedeckung stammen aus dem CORINE-Landcover Datensatz aus dem Jahr 1997. Dieser liegt im ArcView-Shape-Format vor. Über eine Verknüpfungstabelle werden die Landnutzungsdaten den entsprechenden Landnutzungsarten aus der SWAT-Pflanzendatenbank (crop.dat bzw. urban.dat) zugeordnet.

Neben den flächenbezogenen Daten der Landnutzung sind auch Bewirtschaftungsdaten erforderlich. Aus verschiedenen Gründen muss bei der Einbindung dieser Daten stark generalisiert werden. Einerseits stehen aus Datenschutzgründen keine Bewirtschaftungsinformationen auf Schlägebene zur Verfügung und andererseits würde diese Informationsflut für ein Untersuchungsgebiet in der mesoskaligen Dimension kaum umsetzbar sein. Aus den Statistischen Jahrbüchern Nordrhein-Westfalens geht hervor, welche Nutzpflanzen auf Kreisebene in den letzten Jahren angebaut wurden. Neben dem Futtermaisanbau spielt der Anbau von Gerste und Weizen in der untersuchten Region eine dominierende Rolle (vgl. LDS, 2001 a, 2001 b). Auf diese drei Fruchtarten entfällt ein Ackerflächenanteil von knapp 90%. Auf weiteren 6% der Ackerflächen werden andere Getreidearten wie Roggen und Hafer angepflanzt (vgl. LDS, 2001 a).

Bei der Simulation des Ist-Zustandes wurde Mais, Weizen und Gerste auf jeweils einem Drittel der Ackerflächen angebaut. Die Ackerflächen wurden mit dem Mineraldünger 26-13-00 (400 kg/ha), (siehe *fert.dat* in: NEITSCH et al., 2001 b) und mit Schweinemist *Swin-Fresh Manure* (2 574 kg/ha), (siehe *fert.dat*) gedüngt. Diese Daten wurden aus den Berechnungen der Stickstoffbilanzen im Untersuchungsgebiet von HIRSCHFELD (2004) abgeleitet. Die Mengen des mineralischen und des Wirtschaftsdüngers wurden dabei über den Stickstoffanteil im Dünger berechnet. Im Frühjahr und im Herbst findet

eine Bodenbearbeitung statt. Im Frühjahr wurde mit einer Pflugtiefe von 300 mm und einer Durchmischungseffizienz von 0,95 und im Herbst mit einer Pflugtiefe von 200 mm und einer Durchmischungseffizienz von 0,8 gepflügt (siehe *till.dat* in: NEITSCH et al., 2001 b). Für die Grünlanddüngung wurde der Mineraldünger 25-05-00 (600 kg/ha) verwendet. Diese Düngerszusammensetzung (25% N, 5% P) entspricht am besten den Angaben zur Grünlanddüngung in NEFF (2001). Zusätzlich zur Mineraldüngung wurde eine Beweidungsoperation mit Rindern durchgeführt und der Dunganfall von 2,6 GV implementiert.

## 5.5 Das künstliche Referenzgebiet

Für die Analyse der Reaktionen des Modells SWAT auf veränderte Rahmenbedingungen, beispielsweise einer veränderten Landnutzungssituation, wird ein vereinfachtes Geländemodell (synthetische Fläche bzw. Referenzgebiet) verwendet. Außerdem wird mit Hilfe des Referenzgebietes eine Sensitivitätsanalyse ausgewählter Parameter durchgeführt. Die synthetische Fläche hat gegenüber einem realen Flusseinzugsgebietes den Vorteil, dass die Simulationsläufe, aufgrund der geringen flächenhaften Ausdehnung und der vereinfachten Datengrundlage, wenig Zeit in Anspruch nehmen. Die Modellreaktionen auf die Veränderungen einzelner Parameter können gut untersucht werden, da komplexe Wechselwirkungen ausgeschlossen werden. Mögliche Fehler bei der Dateneingabe bzw. Interpretation der Ergebnisse können aufgrund des reduzierten Sachverhaltes vermieden werden. Darüber hinaus eignet sich eine synthetische Fläche besonders gut für einen direkten Vergleich verschiedener Wasserhaushaltsmodelle. Im Rahmen des FLUMAGIS-Verbundprojektes wird das Einzugsgebiet der Ems auch mit den Modellen ABIMO und ArcEGMO untersucht. Für kleinere Gebiete kommt zudem das für eher mikroskalige Anwendungen geeignete Modell NASIM zum Einsatz (vgl. VOLK / SCHMIDT, 2004). Um eine möglichst korrekte Gegenüberstellung der Modelle zu realisieren, müssen die Modelleingangsparameter übereinstimmen. Die Flächendaten der Landnutzung und des Bodens gehen als ArcView-Shape-Files in das Modell SWAT ein und werden zu diesem Zweck wie das Geländemodell simplifiziert. Die Ergebnisse des Modellvergleichs werden jedoch nicht in dieser Arbeit erläutert.

Das künstliche Referenzgebiet ist ein v-förmig geschnittenes Tal (vgl. Abb. 5-2) mit einer Hanglänge von jeweils 2000 m (5° Neigung), einer Gerinnelänge von 2500 m (1° Neigung) und einer Flächenausdehnung von 10 km<sup>2</sup>. Der maximale Höhenunterschied beträgt 125 Meter.

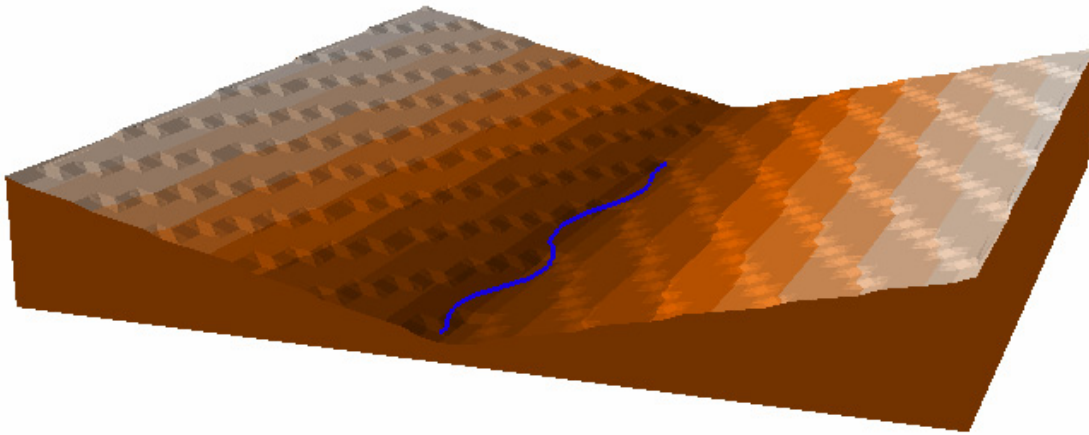


Abb. 5-2: Künstliches Referenzgebiet, synthetische Fläche (zweifach überhöhte Darstellung)

### 5.5.1 Sensitivitätsanalyse ausgewählter Parameter

Anhand der synthetischen Fläche wird das Modellverhalten auf die Variierung bestimmter Parameter untersucht. Da hier keine gemessenen Abflusswerte verwendet werden können, werden die Ergebnisse des ersten Simulationsdurchlaufes als Referenz betrachtet. Die Resultate aller anderen Simulationen werden mit den Ergebnissen der Referenzsimulation verglichen. Nach jedem Simulationsdurchlauf werden die Wasserhaushaltsgrößen: Gesamtgebietsabfluss, Oberflächenabfluss, lateraler Abfluss, Grundwasserneubildung, Tiefer Grundwasserleiter (Recharge), kapillarer Aufstieg aus dem oberen Grundwasserleiter in die ungesättigte Bodenzone und die Evapotranspiration beobachtet. Anschließend wird der zuvor veränderte Parameter wieder auf seinen Ausgangswert zurückgesetzt, damit die folgenden Simulationen nicht beeinträchtigt werden. Die Simulationen wurden der Übersicht halber mit einer ID nummeriert. Dieser Schlüssel steht in der Spalte ID der Tabelle 5-4.

Die Interpretation der Ergebnisse besitzt nur unter bestimmten Voraussetzungen ihre Gültigkeit und muss im Kontext zur klimatischen Situation und der geographischen Lage betrachtet werden. Die zugrunde liegenden Bedingungen entsprechen dem humiden Klima des norddeutschen Tieflandes mit einer durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsmenge von ca. 900 mm. Die hier durchgeführte Sensitivitätsanalyse dient nur einer Abschätzung der Modellreaktionen. Die extremen Parameteränderungen, die hier durchgeführt wurden, könnten teilweise zu einem Informationsverlust führen. Aufgrund nicht-linearer Zusammenhänge verschiedener Sachverhalte im Modell können die hier getroffenen Aussagen nicht generell verallgemeinert werden. Ein ausführliches Testen des Modellverhaltens würde sehr viel Zeit in Anspruch nehmen und kann im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt werden. Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse sind in der Tabelle 5-4 aufgelistet.

### 5.5.2 Datengrundlage der Sensitivitätsanalyse

Die Sensitivitätsanalyse wird mit einem, für das Untersuchungsgebiet repräsentativen, nährstoffarmen Sandboden durchgeführt (Braunerde-Podsol). Dieser Bodentyp hat im Untersuchungsraum einen Flächenanteil von 15,2 Prozent und ist der am zweithäufigsten vertretene Boden. Als Landnutzungsart wird AGRC (Agricultural Land Close-grown) verwendet. Die Vegetationsparameter dieser Klasse entsprechen denen des Winterweizens (siehe auch WWHT in *crop.dat*). Nach Aussagen von JEFF ARNOLD

(SWAT-Entwickler) handelt es sich hier um die Landnutzungsart, die am besten die Anbauverhältnisse in Mitteleuropa widerspiegelt. Als gemessene Klimagrößen gehen tägliche Niederschlags- und Temperaturdaten der DWD-Station Gütersloh aus den Jahren 1985 bis 2000 ein. Die pET wird nach dem Penman-Monteith-Verfahren berechnet. Die Abkürzungen der verwendet Parameter werden im Abschnitt: Abkürzungen / Begriffe am Anfang dieser Arbeit erläutert.

Tab. 5-4: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse auf der Grundlage der synthetischen Fläche

ID	Parameter	Wert	GGA	OA	LAT	GWN	TGR	REVAP	ET <sub>a</sub>
<b>(.sub)</b>	<b>Referenzwert</b>		<b>567.28</b>	<b>233.00</b>	<b>63.85</b>	<b>271.92</b>	<b>13.56</b>	<b>4.43</b>	<b>299.80</b>
	<b>CH_L1</b>	<b>6.48</b>							
s02	CH_L1 <sup>(+50%)</sup>	9.72	567.04	233.00	63.85	272.79	13.62	4.58	299.80
s021	CH_L1 <sup>(-50%)</sup>	3.24	567.38	233.00	63.85	271.16	13.51	4.40	299.70
	<b>CH_W1</b>	<b>5.41</b>							
s03	CH_W1 <sup>(+50%)</sup>	7.71	567.15	233.00	63.85	272.35	13.59	4.51	299.80
s031	CH_W1 <sup>(-50%)</sup>	2.57	567.38	233.00	63.85	271.29	13.52	4.39	299.80
	<b>CH_K1</b>	<b>0.50</b>							
s04	CH_K1 <sup>(+)</sup>	6.00	564.85	233.00	63.85	280.82	14.09	6.12	299.80
s041	CH_K1 <sup>(++)</sup>	50.00	523.16	233.00	63.85	287.87	14.46	9.52	299.80
	<b>CH_N1</b>	<b>0.014</b>							
s05	CH_N1 <sup>(+)</sup>	0.150	566.56	232.99	63.85	274.76	13.72	4.88	299.80
s051	CH_N1 <sup>(-)</sup>	0.010	567.32	233.00	63.85	271.82	13.54	4.42	299.80
<b>(.hru)</b>	<b>Referenzwert</b>		<b>567.28</b>	<b>233.00</b>	<b>63.85</b>	<b>271.92</b>	<b>13.56</b>	<b>4.43</b>	<b>299.80</b>
	<b>OV_N</b>	<b>0.140</b>							
s06	OV_N <sup>(+)</sup>	10.00	565.64	232.95	63.85	278.55	13.91	5.46	299.80
s061	OV_N <sup>(-)</sup>	0.01	567.39	233.00	63.85	271.59	13.52	4.38	299.80
	<b>CANMX</b>	<b>0.00</b>							
s07	CANMX <sup>(+)</sup>	5.00	563.36	228.55	63.18	273.04	13.56	4.35	303.70
s071	CANMX <sup>(++)</sup>	20.00	560.08	227.09	62.13	272.24	13.56	4.45	306.90
	<b>ESCO (0.95)</b>	<b>0.00</b>							
s08	ESCO <sup>(min)</sup>	0.10	501.11	222.51	58.08	221.97	11.13	3.41	369.30
s081	ESCO <sup>(mittel)</sup>	0.50	508.49	224.55	58.69	226.43	11.36	3.50	361.60
s082	ESCO <sup>(max)</sup>	1.00	593.05	235.13	65.78	293.64	14.66	4.94	272.40
	<b>EPCO (1.0)</b>	<b>0.00</b>							
s09	EPCO <sup>(min)</sup>	0.10	592.28	234.39	64.49	294.91	14.66	5.11	273.20
s091	EPCO <sup>(mittel)</sup>	0.50	578.72	234.33	63.93	281.96	14.07	4.75	287.60
s092	EPCO <sup>(max)</sup>	1.00	567.28	233.00	63.85	271.92	13.56	4.43	299.80
	<b>RSDIN</b>	<b>0.00</b>							
s10	RSDIN <sup>(+)</sup>	100	567.29	233.00	63.85	271.93	13.56	4.43	299.70
s101	RSDIN <sup>(++)</sup>	500	567.32	233.01	63.86	271.95	13.56	4.43	299.70
s102	RSDIN <sup>(max)</sup>	10000	568.79	234.85	63.73	271.72	13.56	4.48	298.20
<b>(.rte)</b>			<i>Die .rte-Parameter haben beim Referenzgebiet keine Auswirkungen</i>						
<b>(.gw)</b>	<b>Referenzwert</b>		<b>567.28</b>	<b>233.00</b>	<b>63.85</b>	<b>271.92</b>	<b>13.56</b>	<b>4.43</b>	<b>299.80</b>
	<b>SHALLST</b>	<b>0.50</b>							
s11	SHALLST <sup>(+)</sup>	500	583.24	233.00	63.85	287.88	14.46	9.52	299.80
s111	SHALLST <sup>(max)</sup>	1000	583.24	233.00	63.85	287.88	14.46	9.52	299.80
	<b>DEEPST</b>	<b>1000</b>							
s12	DEEPST <sup>(min)</sup>	0.00	567.28	233.00	63.85	271.92	13.56	4.43	299.80
s121	DEEPST <sup>(max)</sup>	3000	567.30	233.00	63.85	271.87	13.55	4.43	299.80
	<b>GW_DELAY</b>	<b>31.00</b>							
s13	GW_DELAY <sup>(min)</sup>	0.00	568.16	233.00	63.85	272.80	14.54	4.68	299.80



ID	Parameter	Wert	GGA	OA	LAT	GWN	TGR	REVAP	ET <sub>a</sub>
s131	GW_DELAY <sub>(mittel)</sub>	100	566.97	233.00	63.85	271.61	11.31	4.05	299.80
s132	GW_DELAY <sub>(max)</sub>	500	553.07	233.00	63.85	257.71	4.92	2.39	299.80
	ALPHA_BF	0.048							
s14	ALPHA_BF <sub>(min)</sub>	0.00	295.36	233.00	63.85	0.00	14.46	9.14	299.80
s141	ALPHA_BF <sub>(mittel)</sub>	0.50	573.71	233.00	63.85	278.35	10.39	2.05	299.80
s142	ALPHA_BF <sub>(max)</sub>	1.00	574.42	233.00	63.85	279.06	9.93	1.79	299.80
	GWQMN	0.00							
s15	GWQMN <sub>(+)</sub>	100	555.44	233.00	63.85	260.08	14.46	9.14	299.80
s151	GWQMN <sub>(++)</sub>	2000	436.65	233.00	63.85	141.29	14.46	9.14	299.80
	GW_REVAP	0.02							
s16	GW_REVAP <sub>(+)</sub>	0.10	557.16	233.00	63.85	261.80	12.59	15.92	299.80
s161	GW_REVAP <sub>(max)</sub>	0.20	548.45	233.00	63.85	253.09	11.84	25.72	299.80
	REVAPMN	1.00							
s17	REVAPMN <sub>(+)</sub>	100	583.24	233.00	63.85	287.88	0.00	0.00	299.80
s171	REVAPMN <sub>(max)</sub>	500	583.24	233.00	63.85	287.88	0.00	0.00	299.80
(.bsn)	Referenzwert		567.28	233.00	63.85	271.92	13.56	4.43	299.80
	SURLAG	4.00							
s18	SURLAG <sub>(-)</sub>	2.00	567.23	233.00	63.85	272.17	13.56	4.47	299.80
s181	SURLAG <sub>(+)</sub>	6.00	567.33	233.00	63.85	271.88	13.54	4.41	299.80
	SFTMP	1.00							
s19	SFTMP <sub>(min)</sub>	-5.00	564.23	227.70	64.22	273.84	13.64	4.45	302.60
s191	SFTMP <sub>(max)</sub>	5.00	567.32	231.59	64.08	273.14	13.61	4.45	299.60
	SMTMP	0.50							
s20	SMTMP <sub>(min)</sub>	-5.00	563.64	227.28	64.22	273.79	13.63	4.45	303.10
s201	SMTMP <sub>(max)</sub>	5.00	570.19	240.00	63.16	268.46	13.38	4.42	296.50
	SMFMX	4.50							
s21	SMFMX <sub>(min)</sub>	0.00	567.28	233.00	63.85	271.92	13.56	4.43	299.80
s211	SMFMX <sub>(max)</sub>	10.00	567.14	232.95	63.84	271.83	13.54	4.43	299.90
	SMFMN	4.50							
s22	SMFMN <sub>(min)</sub>	0.00	567.28	233.00	63.85	271.92	13.56	4.43	299.80
s221	SMFMN <sub>(max)</sub>	10.00	566.72	232.46	63.87	271.88	13.54	4.42	300.40
	TIMP	1.00							
s23	TIMP <sub>(min)</sub>	0.00	567.28	233.00	63.85	271.92	13.56	4.43	299.80
s231	TIMP <sub>(mittel)</sub>	0.50	567.36	232.93	63.88	272.02	13.55	4.42	299.70
	SNOCVMX	1.00							
s24	SNOCVMX <sub>(min)</sub>	0.00	567.28	233.00	63.85	271.92	13.56	4.43	299.80
s241	SNOCVMX <sub>(+)</sub>	50.0	577.19	232.61	65.05	281.04	13.98	4.43	288.90
s242	SNOCVMX <sub>(++)</sub>	250	610.66	238.42	67.65	306.15	15.24	4.40	254.10
	SNO50COV	0.50							
s25	SNO50CON <sub>(min)</sub>	0.00	567.28	233.00	63.85	271.92	13.56	4.43	299.80
s251	SNO50COV <sub>(max)</sub>	1.00	567.28	232.98	63.85	271.94	13.56	4.43	299.80

rote Zahl = Erhöhung gegenüber dem Referenzwert

blaue Zahl = Reduzierung gegenüber dem Referenzwert

GGA = Gesamtgebietsabfluss, OA = Oberflächenabfluss, LAT = lateraler Abfluss, GWN = Grundwasserneubildung, TGR = Tiefer Grundwasserleiter (Recharge), REVAP = Kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser in die ungesättigte Bodenzone, ET<sub>a</sub> = Evapotranspiration

### 5.5.3 Szenarien anhand des künstlichen Referenzgebietes

Die Untersuchungen, die mit Hilfe des Referenzgebietes durchgeführt werden, zeigen zwar generelle Verhaltensweisen des Modells auf, sollten aber nicht als allgemeingültige Modellreaktionen interpretiert werden. Wie bei der Sensitivitätsanalyse, werden auch hier Klimadaten und Bodentypen des Untersuchungsraumes verwendet. Es ist daher nicht auszuschließen, dass sich das Modell unter anderen Bedingungen anders verhält. Insbesondere quantitative Aussagen sollten nicht überbewertet werden. Diese können nur als relativ zum jeweiligen Referenzwert betrachtet werden.

#### 5.5.3.1 Überprüfung der Management-Einstellungen

Durch Eingriffe in den Quellcode des Modells SWAT können beliebige Parameter in Textdateien ausgegeben werden, die in den normalen Ausgabetafeln nicht zu finden sind. Für die Beobachtung des Verhaltens der Vegetation unter verschiedenen Management-Operationen wurde die aktuelle Höhe der Vegetation, die maximale tägliche Pflanzentranspiration sowie der Blattflächenindex ausgegeben. Anhand dieser Parameter kann das simulierte Pflanzenwachstum beobachtet werden und dient somit als Hilfe zur Optimierung der Parametereinstellung der Bewirtschaftung.

Mit den Operationen: *Plant/begin growing season* und *kill/end of growing season* wird der Beginn bzw. das Ende der Vegetationsperiode bestimmt. Die Operation *harvest and kill*, beendet nicht nur die Vegetationsperiode, sondern es wird ein definierter Anteil der aktuellen Vegetation geerntet und aus dem Einzugsgebiet entfernt. Durch die Operation *harvest only* wird eine definierte Menge aus dem Einzugsgebiet geerntet, die Vegetation kann danach aber weiter wachsen.

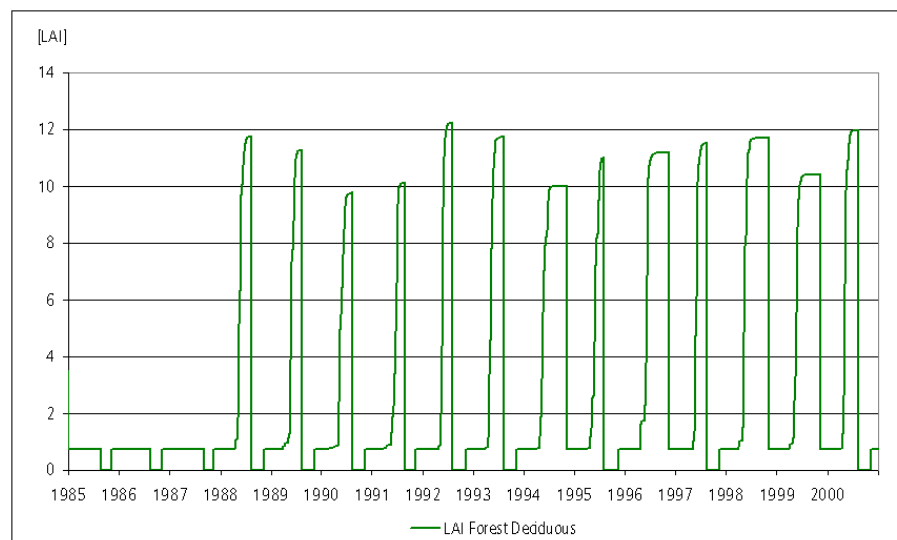
Das Vorhandensein der Vegetation bzw. der Einfluss der Vegetation auf hydrologische und stoffgebundene Prozesse wird über die Variable IGRO gesteuert. Diese Variable wird von den oben genannten Operationen beeinflusst. Besitzt der Parameter IGRO den Wert 1, so ist die aktuelle Vegetation aktiv. Das heißt, das Pflanzenwachstum wird simuliert und der Einfluss der Vegetation wird bei der Berechnung des Wasser- und Stoffhaushaltes berücksichtigt. Durch die Operation *Plant/begin growing season* wird IGRO auf 1 gesetzt. Die Operationen *kill/end of growing season* und *harvest and kill* setzen die Variable wieder auf Null. Sobald IGRO gleich Null ist geht das Modell davon aus, dass die Vegetation nur noch in Form von Rückständen existiert. Die wasser- und stoffhaushaltlichen Funktionen der Pflanzen werden damit nahezu außer Kraft gesetzt. Bei einjährigen Kulturpflanzen ist dieses Verhalten völlig korrekt. Problematisch wird es jedoch bei mehrjähriger Vegetationsbedeckung wie Wäldern oder Dauergrünland. Sobald mit der Operation *kill/end of growing season* die Variable IGRO auf Null gesetzt wird, verliert die Vegetation ihren Einfluss auf den Wasser- und Stoffhaushalt, was jedoch nicht realistisch ist.

Es gibt eine Möglichkeit im ArcView-Interface die Variable IGRO dauerhaft auf 1 zu setzen und somit das Vorkommen mehrjähriger Vegetation naturgetreuer zu simulieren. Hierzu muss im ArcView-Interface bei den Management-Einstellungen NCRP nicht auf *no crop currently growing*, sondern auf die aktuelle Vegetationsart eingestellt werden, bei Grünland beispielsweise PAST. Dadurch wird zwar eine Fehlermeldung provoziert, die jedoch ignoriert werden kann. Das Wachstum der Vegetation wird durch den Zeitpunkt des Beginns der Vegetationsperiode sowie über die Heat Units reguliert. Der Termin, der das Ende der Vegetationsperiode bestimmt, hat keinen Einfluss mehr und kann sogar völlig vernachlässigt werden. Zahlreiche Untersuchungen, die hier nicht dargestellt werden können, bestätigten, dass bei

einer konstanten Einstellung des Parameters IGRO auf den Wert 1, eine naturgetreuere Simulation der mehrjährigen Vegetation erreicht werden kann.

### 5.5.3.2 Der Wald in SWAT / Modifizierungen für Nadelwaldflächen

Bei der Simulation von Extremszenarien, also jeweils eine Landnutzungsart und ein Bodentyp, fiel auf, dass unter Wald der Gesamtabfluss größer war als unter Grünland. Die potenzielle Evapotranspiration dagegen war beim Wald niedriger als beim Grünland – ein Verhalten, das nicht den natürlichen Gegebenheiten entspricht. Aus anderen SWAT-Anwendungen, (z.B. FOHRER et al., 1999 a) ist dieses Problem nicht bekannt.



**Abb. 5-3:** Entwicklung des Blattflächenindex (LAI) bei einem Laubwald in SWAT 2000 in der Simulationsperiode 1985 bis 2000

Die Ursache dieses Verhaltens kann durch fehlerhafte bzw. unlogische Managementoperationen ausgelöst werden. Außerdem ist in der Pflanzendatenbank (crop.dat) ein zu niedriger Wert als maximaler potenzieller Blattflächenindex für Misch- und Laubwald vorgegeben. Dieser Parameter (BLAI) ist standardmäßig auf den Wert 5 eingestellt und sollte entsprechend des Waldbestandes erhöht werden. Weitere Untersuchungen ergaben, dass die Entwicklung des Blattflächenindex in manchen Jahren gar nicht stattfindet oder aber zu früh wieder auf den Wert 0,75 beziehungsweise auf Null gesetzt wird (siehe Abbildung 5-3). Die Ursache konnte aber bislang nicht geklärt werden. Das Waldmodul in SWAT2000 ist noch verbesserungswürdig und wird derzeit von den Entwicklern überarbeitet. Die hydrologischen Funktionen des Waldes, insbesondere die des Interzeptionsspeichers, werden bislang noch nicht ausreichend nachempfunden. Zumindest nicht in jedem Jahr der Simulationsperiode. Problematisch ist dieses Verhalten insbesondere für Nadelwaldflächen. Der Blattflächenindex sollte hier, über ein Jahr betrachtet, nahezu konstant sein, wenn man den verhältnismäßig geringen Laubverlust im Winter vernachlässigt. Das kann aber durch die Managementfunktionen nicht realisiert werden. Aus diesem Grunde wurde das Modell insoweit modifiziert, dass der Benutzer beim Programmstart einen Wert für den Nadelwald-Blattflächenindex eingeben kann, der dann über die gesamte Simulationsperiode kon-

stant bleibt. Die Anpassung des Modells konnte durch diesen Eingriff verbessert werden. Die Modifizierungen sind im Anhang A1 dargestellt.

### 5.5.3.3 Die Auswirkungen des korrigierten Blattflächenindex

In der Pflanzendatenbank (crop.dat) existiert der Parameter BLAI, der den maximalen potenziellen Blattflächenindex für jede Vegetationsart vorgibt. Untersuchungen zeigten, dass dieser maximale Blattflächenindex auch weit überschritten werden kann. So konnte sich der Blattflächenindex zum Beispiel bei der Landnutzungsart AGRC auf den Wert 14,8 steigern, obwohl in der Pflanzendatenbank ein maximaler Wert von 4,0 vorgegeben ist. Die Einfügung einer einzigen Programmzeile in der Datei *grow.f* kann dieses Verhalten unterbinden (siehe Anhang A2). Durch die Korrektur bzw. Limitierung des Blattflächenwachstums wurde ein deutlicher Einfluss auf das Modellergebnis erwartet, konnte aber in diesem Maße nicht bestätigt werden. Die Ergebnisse sind in der folgenden Tabelle aufgeführt. Zur Berechnung des Speichervermögens der Vegetation muss im \*.hru-file der Parameter CANMX größer Null sein. Wird diese Eingabe vernachlässigt, bleibt auch das Speichervermögen während der Simulation gleich Null. Die Ausgabe des Parameters CANSTOR wurde durch einen Eingriff in den Quellcode ermöglicht.

Tab. 5-5: Einfluss der Limitierung des Blattflächenwachstums auf ausgewählte Parameter

Ausgabe-Parameter	Programmversion	Mittelwert	Summe	Maximum
Blattflächenindex (AGRC)	SWAT 2000	1.0	5658.3	14.8
	LAI02	0.7	3944.2	4.0
Gesamtgebietsabfluss [mm]	SWAT 2000	0.2	1011.8	3.2
	LAI02	0.2	1011.2	3.2
NO <sub>3</sub> -N-Konzentration [mg/l]	SWAT 2000	6.8	39994.5	346.0
	LAI02	6.9	40058.3	346.0
Aktuelles Speichervermögen der Vegetation [mm] Variable: <i>canstor(:)</i>	SWAT 2000	0.3	1726.9	10.6
	LAI02	0.2	1265.9	3.0
Evapotranspiration [mm/a]	SWAT 2000	316.8		
	LAI02	317.1		

LAI02 = Blattflächenkorrigierte Version

Die Werte errechnen sich aus der Simulationsperiode 1985 bis 2000

Landnutzungsart: AGRC

Das Ergebnis fällt teilweise etwas unerwartet aus. Beispielsweise wurde durch die Limitierung des Blattflächenwachstums eine Erhöhung des Gesamtgebietsabflusses erwartet, sowie eine Reduzierung der Evapotranspiration. Genau das Gegenteil wurde aber erreicht. Der Grund dieses Verhaltens konnte noch nicht geklärt werden. Allerdings sind die Auswirkungen auf das Modellergebnis äußerst gering (vgl. Tabelle 5-5). Veränderungen der Wasserhaushaltsgrößen liegen lediglich im Zehntel-Bereich. Die Auswirkungen auf die Stoffhaushaltsparameter (nicht in der Tabelle abgebildet) sind ebenso gering, bestätigen jedoch, im Gegensatz zu den hydrologischen Parametern, die Erwartungen.

#### 5.5.3.4 Die Bedeutung der räumlichen Lage der Landnutzung

Wie im Abschnitt 5.3.4 erläutert wurde, sollte nicht allein der prozentuale Anteil der Landnutzungsarten einen Einfluss auf die Wasser- und Stoffhaushaltskomponenten haben. Vielmehr müsste bei heterogenen Bodenverhältnissen auch die räumliche Lage der Landnutzung von Bedeutung sein. Mit Hilfe zweier Szenarien wird anhand der synthetischen Fläche dieser Sachverhalt überprüft.

Die Bodendaten beider Szenarien sind identisch. Entlang des Fließgewässers befindet sich ein Auenregosol und an den Hängen eine Parabraunerde. Beide Bodentypen haben einen 50prozentigen Anteil an der Gesamtfläche. Im Szenario 1 wird die Fläche der Parabraunerde ackerbaulich (Landnutzungsart AGRC) genutzt und die Fläche über dem Auenregosol als Grünlandstandort (Landnutzungsart PAST) bewirtschaftet. Im Szenario 2 genau umgekehrt. Der Ackerbau wird hier entlang des Gewässers auf dem Auenregosol praktiziert und auf den Hangflächen befindet sich der Grünlandstandort (siehe Abbildung 5-4). Auf den ackerbaulich genutzten Standorten wurden in beiden Szenarien die gleichen Bewirtschaftungsoperationen durchgeführt. Im März wurde auf beiden Standorten eine Düngeoperation durchgeführt und der Ackerstandort wurde einer Bodenbearbeitungsoperation (Pflug) unterzogen. Die Vegetationsperiode begann am 1. April und geerntet wurde am 1. Oktober. Nach der Ernte wurde eine nicht-wendende oberflächliche Bodenbearbeitung durchgeführt.

#### Auswertung der Simulationsergebnisse

Die Ergebnisse der Simulationen sind in der folgenden Tabelle dargestellt. Simuliert wurde mit Klimadaten aus den Jahren zwischen 1985 und 2000.

Tab. 5-6: Ergebnisse der Szenarien 1 und 2 (Jahresmittelwerte)

Haushaltsgröße	Szenario 1	Szenario 2
Gebietsabfluss [mm/Jahr]	539.92	541.58
Oberflächenabfluss [mm/Jahr]	205.77	206.49
lateral Abfluss [mm/Jahr]	59.74	61.03
Basisabfluss [mm/Jahr]	273.86	273.31
Grundwasserneubildung [mm/Jahr]	263.81	262.89
Evapotranspiration [mm/Jahr]	345.46	343.90
Sediment [t / ha] → Vorfluter	4.46	4.81
Org N [kg N / ha] → Vorfluter	6.68	28.48
Org P [kg P / ha] → Vorfluter	0.91	3.57

Die berechneten **Wasserhaushaltsgrößen** beider Szenarien weisen nur geringe Differenzen auf. Dies kann hauptsächlich auf die Tatsache zurückzuführen sein, dass die Zusammensetzung der Bodenart beider Bodentypen sehr ähnlich ist. Es handelt sich in beiden Fällen um Bodentypen mit einem Sandanteil von ca. 95 Prozent.

Signifikante Unterschiede sind jedoch beim **Stofftransport** zu verzeichnen. Exemplarisch werden hier die berechneten Größen Sedimenteintrag, organischer Stickstoff und organischer Phosphor aufgeführt, die in den Vorfluter gelangen. Der Stoffaustrag des Szenarios 2 ist für alle aufgeführten Stoffe größer als der des ersten Szenarios. Deutliche Differenzen sind beim organischen Stickstoff und beim organischen Phosphor zu verzeichnen. Der Stickstoffeintrag in den Vorfluter ist im zweiten Szenario um den Faktor 4,26 und der Phosphoreintrag um den Faktor 3,9 höher als im Szenario 1. Die Begründung

hierfür liegt jedoch nicht in der Tatsache, dass sich die Ackerflächen in unmittelbarer Umgebung des Gewässers befinden, sondern in dem Umstand des Zusammenspiels von Landnutzung und Bodentyp!

Zur Validierung dieser Aussage wurde ein drittes Szenario durchgeführt, bei dem die Lage der Bodentypen vertauscht wurde. Der Auenregosol befand sich hier in Hanglage und die Parabraunerde entlang des Gewässers. Die Flächen des Auenregosols wurden ackerbaulich genutzt und die Fläche über der Parabraunerde als Grünlandstandort. Die Ergebnisse dieses Szenarios waren mit denen des Szenarios 2 identisch.

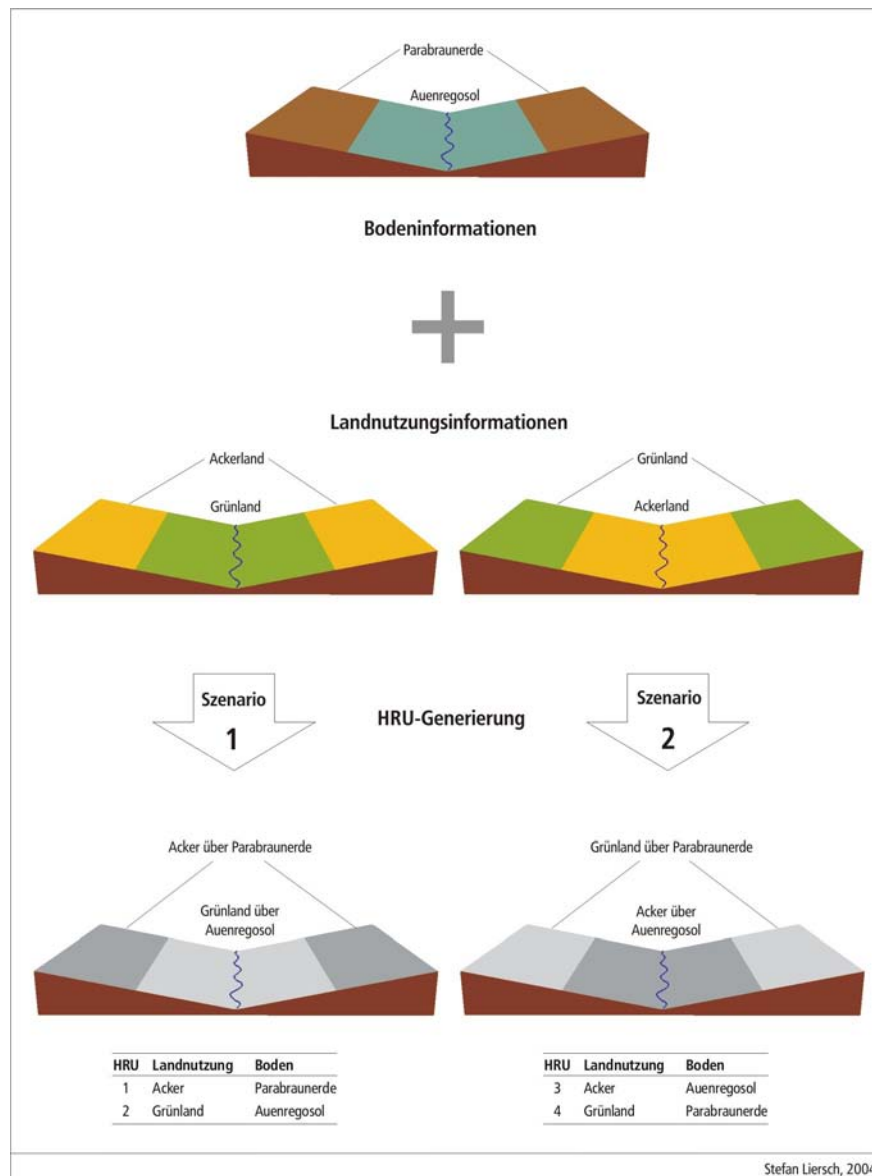


Abb. 5-4: HRU-Generierung für Szenario 1 und 2

Die Simulationsergebnisse bestätigen die These, dass die Anordnung der Landnutzung im Raum, bei heterogenen Bodenverhältnissen, einen Einfluss auf den Wasser- und Stofftransport im Modell ausüben kann. Da jedoch die Lage der Landnutzung allein abhängig von der Lage der Bodentypen im Raum ist und der wichtigste Faktor für den Stoffeintrag in den Vorfluter, die Entfernung zum Gewässer, nicht berücksichtigt wird, sollte die Bedeutung der Lage der Landnutzung auf Modellebene nicht überschätzt werden. Denn die Lage der HRU's im Teileinzugsgebiet, wie in Kapitel 5.3.4 erläutert wurde, hat keinen Einfluss auf das Modellergebnis.

#### 5.5.4 Die Auswirkungen ausgewählter Maßnahmen auf den Stoffhaushalt

Anhand der folgenden Analysen soll die Effizienz verschiedener Maßnahmen hinsichtlich der Reduzierung des Stoffeintrages ins Gewässer untersucht werden. Einige der untersuchten Maßnahmen werden durch die Agrar-Umweltmaßnahmen des Kulturlandschaftsprogramms Nordrhein-Westfalens gefördert (vgl. MUNLV, 2001), siehe auch Kapitel 4.6.2.

##### 5.5.4.1 Der Einfluss von Filterstreifen

In SWAT ist es möglich auf HRU-Ebene einen Filterstreifen zwischen 0 und 100 Metern Breite zu simulieren, der die Sediment- und Nährstofffrachten des Oberflächenabflusses reduziert. Spezifische Eigenschaften des Filterstreifens können nicht bestimmt werden. Die Breite ist der einzige veränderbare Parameter. Stoffumwandlungsprozesse oder die Akkumulation der zurückgehaltenen Stoffe im Filterstreifen werden nicht berechnet. Der Einfluss der Filterstreifen ( $Trap_{eff}$ ) wird zudem nur durch eine einfache Gleichung repräsentiert (vgl. NEITSCH et al., 2001 a, S. 325 und Abbildung 5-5). Da die Filterstreifen in jeder HRU definiert werden können, kann der Filterstreifen sowohl als Ackerrandstreifen als auch als Uferrandstreifen fungieren.

Tab. 5-7: Der Einfluss von Filterstreifen auf den Stoffaustrag bzw. die Stoffkonzentration im Gewässer (prozentuale Veränderungen gegenüber dem Referenzwert)

Breite des Filterstreifens	Sediment [%]	org. N [%]	org. P [%]	* NO <sub>3</sub> -N [%]
1 m	-37.1	-37.2	-37.3	-36.7
5 m	-59.7	-59.0	-59.7	-58.9
10 m	-71.8	-72.8	-72.5	-72.6
15 m	-81.8	-82.1	-81.7	-81.7
20 m	-89.9	-89.3	-89.0	-89.7
30 m	-100.0	-100.0	-100.0	-100.0

\* im Oberflächenabfluss

Referenzwert = Null Meter Breite



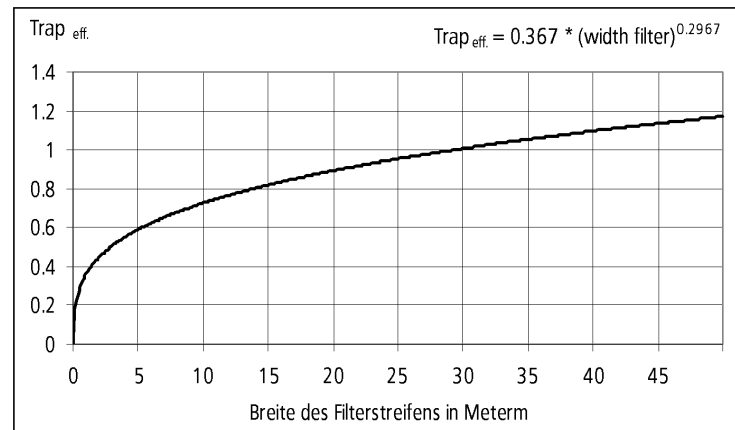


Abb. 5-5: Effizienz des Filterstreifens in Abhängigkeit der Breite

Wie aus den in Tabelle 5-7 dargestellten Ergebnissen ersichtlich ist, kann die Anlage von Filterstreifen ab einer gewissen Breite den Stoffaustrag drastisch reduzieren. Bereits eine Breite von fünf Metern verringert den Austrag um mehr als die Hälfte (siehe auch Abbildung 5-5). Aus der Abbildung wird außerdem ersichtlich, dass ab einer Breite von ca. 30 Metern die Funktion den Wert 1 annimmt. Das bedeutet, die Effektivität des Rückhaltes der Sedimente und Nährstoffe aus dem Oberflächenabfluss liegt dann bei 100 Prozent und die Stoffe werden vollständig gefiltert. Es handelt sich also um eine Maßnahme, die, zumindest im Modell, einen enormen Effekt besitzt. In einer Studie der Universität Göttingen wurde die mehrjährige Bepflanzung von Uferändern und Böschungen als effektivste Umweltmaßnahme deklariert (siehe auch Tabelle 4-2). Aufgrund der Sensitivität des Parameters und der relativ simplen mathematischen Gleichung, die sich hinter dem Filterprinzip verbirgt, sollte diese Maßnahme – wenn überhaupt – mit Bedacht eingesetzt werden.

#### 5.5.4.2 Der Einfluss der Bodenbearbeitung

Zusätzlich zu den Saat- und Ernteterminen können im Modell SWAT auch Bodenbearbeitungsmethoden und deren Effekte auf den Wasser- und Stoffhaushalt simuliert werden. Es können ein oder mehrere Termine für die Bearbeitung gewählt werden. Die Bodenbearbeitung wird durch zwei Parameter repräsentiert, die Pflugtiefe und die Durchmischungseffizienz. Der Anwender kann hier auf eine umfangreiche Datenbank von vordefinierten Bearbeitungsgeräten zugreifen (till.dat) oder die beiden Parameter beliebig einstellen. In der folgenden Tabelle sind die Ergebnisse der Parametervariierung dargestellt. Es wurde immer nur ein Parameter verändert, während der andere konstant blieb. Die Ergebnisse des Referenzwertes wurden mit einer Pflugtiefe von 150 Millimetern und einer Durchmischungseffizienz von 0,5 berechnet. Während der Simulation mit variierter Pflugtiefe wurde eine Durchmischungseffizienz von 0,5 eingestellt und bei den Simulationen mit veränderter Durchmischungseffizienz eine konstante Pflugtiefe von 150 Millimetern.

**Tab. 5-8:** Der Einfluss von Bodenbearbeitungsmethoden auf den Stoffaustrag bzw. auf die Stoffkonzentration im Gewässer (prozentuale Veränderung gegenüber dem Referenzwert)

Szenario	Sediment [%]	org. N [%]	org. P [%]	NO <sub>3</sub> -N <sup>1)</sup> [%]	NO <sub>3</sub> -N <sup>2)</sup> [%]	NO <sub>3</sub> leached [%]	Denitrifikation [%]
PT = 50	-7.69	+0.11	+0.43	+1.85	-1.20	-3.66	-1.46
PT = 100	-1.71	-0.22	-0.43	+0.51	-0.38	-0.84	-0.37
PT = 200	+0.00	-5.26	-4.76	-0.10	9.50	+30.28	-2.97
PT = 250	+0.85	-5.35	-4.76	-0.10	+13.94	+45.26	-4.01
PT = 300	+0.85	-5.35	-4.76	-0.10	+16.64	+54.24	-4.57
DE = 0.1	-29.06	+37.02	+37.23	+17.20	-8.55	-25.69	-8.57
DE = 0.3	-17.09	+7.26	+8.23	+9.37	-4.49	-11.67	-4.12
DE = 0.7	+28.21	+8.02	+6.93	-4.74	+3.93	+10.01	+3.69
DE = 0.9	+89.74	+34.84	+31.60	-14.21	+8.51	+20.48	+6.61

PT = Pflugtiefe (Depth of mixing)

DE = Durchmischungseffizienz (Mixing efficiency)

Referenzwert: PT = 150 mm; DE = 0.5

<sup>1)</sup> im Oberflächenabfluss

<sup>2)</sup> im lateralen Abfluss

Bodenbearbeitungsmethoden mit einer geringen Pflugtiefe führen zu einer leichten Reduzierung des Sedimentaustrages. Der Austrag von organischem Stickstoff und Phosphor sowie von Nitrat-Stickstoff im Oberflächenabfluss kann dabei leicht erhöht werden. Geringfügig reduziert wird der Nitrat-Stickstoffaustrag durch den lateralen Abfluss. Der vertikale Transport des Nitrates sowie der Denitrifikationsprozess werden ebenfalls reduziert.

Eine Erhöhung der Pflugtiefe kann zu einer geringfügigen Erhöhung des Sedimentaustrages führen, wirkt sich aber reduzierend auf den Austrag von organischem Stickstoff und Phosphor aus. Die Nitrat-Stickstoffkonzentration im Oberflächenabfluss wird unwesentlich reduziert. Im Gegensatz dazu wird der Nitrat-Stickstoffgehalt im lateralen Abfluss stark erhöht. Auffällig ist, dass die Denitrifikationsrate sich sowohl bei einer Verringerung als auch bei einer Erhöhung der Pflugtiefe reduziert. Der Denitrifikationsprozess liegt beim Referenzwert am höchsten.

Insgesamt besitzt die Durchmischungseffizienz einen stärkeren Einfluss auf die beobachteten Ausgabeparameter als die Pflugtiefe. Eine Verringerung der Durchmischungseffizienz hat eine Reduzierung des Sedimentaustrags, des Nitrat-Stickstoffgehalts im lateralen Abfluss, des vertikalen Nitrattransports sowie des Denitrifikationsprozesses zur Folge.

Der Sedimentaustag, der Austrag von organischem Stickstoff und Phosphor, der Nitrat-Stickstoffgehalt im lateralen Abfluss, der vertikale Nitrattransport und die Denitrifikation werden durch eine größere Durchmischungseffizienz erhöht. Der Sedimentaustag erfährt dabei die größte Veränderung. Bei einer Durchmischungseffizienz von 0,9 erhöht sich der Austrag gegenüber dem Referenzwert um fast 90 Prozent.

Die in Tabelle 5-8 dargestellten Ergebnisse sollten jedoch kritisch betrachtet werden, da nicht alle Kombinationen von Pflugtiefe und Durchmischungseffizienz sinnvoll erscheinen. So ist es fraglich, ob ein Bodenbearbeitungsgerät existiert, das bei einer Bearbeitungstiefe von 150 Millimetern nur eine Durchmischungseffizienz von 0,1 erzielt. Aus diesem Grunde werden nachfolgend die Ergebnisse zweier

Extrembewirtschaftungsmethoden gegenübergestellt (siehe Tabelle 5-9). Im ersten Szenario wurde eine Pflugtiefe von 300 Millimetern und eine Durchmischungseffizienz von 0,95 eingestellt und im zweiten Szenario eine Pflugtiefe von 50 Millimetern mit einer Durchmischungseffizienz von 0,1. Das erste Beispiel repräsentiert dabei eine gewöhnliche Pflugoperation des konventionellen Ackerbaus und das zweite Beispiel eine nicht-wendende und schonende Bodenbearbeitungsmethode.

**Tab. 5-9:** Gegenüberstellung einer konventionellen und einer schonenden Bodenbearbeitungsmethode. Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt

Szenario	GGA [mm]	OA [mm]	ET <sub>a</sub> [mm]	Sediment [t/ha]	org. N [kg/ha]	org. P [kg/ha]	NO <sub>3</sub> -N		NO <sub>3</sub> leached [kg/ha]	DNIT [kg/ha]
							<sup>1)</sup> NO <sub>3</sub> -N [kg/ha]	<sup>2)</sup> NO <sub>3</sub> -N [kg/ha]		
konventionell	559.1	91.7	321.6	4.7	21.7	4.0	8.2	31.5	165.1	821.6
schonend	563.2	104.6	317.8	0.8	16.2	3.2	11.4	21.3	58.5	745.5
schonend gegenüber konventionell in [%]	+0.7	+12.3	-1.2	-487.5	-34.0	-25.0	+28.1	-47.9	-182.2	-10.2

GGA = Gesamtgebietsabfluss, OA = Oberflächenabfluss, ET<sub>a</sub> = Evapotranspiration, DNIT = Denitrifikation

<sup>1)</sup> im Oberflächenabfluss

<sup>2)</sup> im lateralen Abfluss

Die Art der Bodenbearbeitung kann den Austrag von Nährstoffen deutlich beeinflussen. Auch auf Wasserhaushaltsgrößen, vor allem auf den Oberflächenabfluss, wirken sich unterschiedliche Bodenbearbeitungsmethoden aus. Daher ist es wichtig möglichst realitätsnahe Bewirtschaftungsszenarien zu erstellen.

Schonende Bearbeitungsmethoden können (im Modell) zu einer Erhöhung des Oberflächen- und Gesamtabflusses und einer Reduzierung der Evapotranspiration führen. Die Nährstoffeinträge ins Oberflächengewässer können erheblich reduziert werden. Einzig der Nitratreintrag durch den Oberflächenabfluss wird erhöht. Die stärkste Veränderung erfährt der Parameter Sedimenteintrag. Dieser wird durch die schonende Bearbeitung um 490% reduziert.

#### 5.5.4.3 Der Einfluss der Reduzierung ackerbaulich genutzter Flächen

In der folgenden Analyse wird der Flächenanteil des ackerbaulich genutzten Landes schrittweise zu Gunsten der Grünlandfläche reduziert. Die Referenzwerte, mit denen die Ergebnisse der Szenarien verglichen werden, wurden mit einer Fläche aus 100% Ackerland (AGRC) berechnet. Im ersten Szenario (A75G25) werden 75% der Fläche ackerbaulich genutzt und 25% als Grünland (PAST). Im zweiten Szenario (A50G50) besitzen Acker und Grünland einen Flächenanteil von 50% usw. Die Bodeninformationen bleiben in jedem Szenario konstant. Das Landnutzungsmanagement der Ackerflächen entspricht dem Management, das auch bei der Kalibrierung des Untersuchungsgebietes verwendet wurde. Außerdem wird im \*.hru-file der Parameter CANMX (maximaler Interzeptionsspeicher in Millimeter) bei der Landnutzung AGRC auf 3 und bei PAST auf 5 gesetzt. Diese Werte werden von VOLK & SCHMIDT (2004) als realitätsnah für das USG eingeschätzt. Bei der Grünlandbewirtschaftung wurde kein Dünger verabreicht.

**Tab. 5-10:** Der Einfluss der Reduzierung ackerbaulich genutzter Flächen auf ausgewählte Wasser- und Stoffhaushaltsgrößen (prozentuale Veränderung gegenüber dem Referenzwert)

Szenario	GGA [%]	OA [%]	Sediment [%]	Org. N [%]	Org. P [%]	NO <sub>3</sub> -N (ges.) [%]
A75G25	-0.8	-25	-27	-24	-25	-19
A50G50	-1.5	-49	-49	-49	-49	-38
A25G75	-2.3	-74	-76	-75	-75	-57
G100	-3.0	-98	-100	-100	-100	-76

GGA = Gesamtgebietsabfluss, OA = Oberflächenabfluss, NO<sub>3</sub>-N (ges.) = Nitrat-Stickstoffgehalt im Oberflächen- und lateralen Abfluss

Die Reduzierung der ackerbaulich genutzten Fläche zu Gunsten des Grünlandanteils verhält sich auf die beobachteten Parameter nahezu linear. Die Ausnahme bildet logischerweise der Gesamtgebietsabfluss. Bei einer Verringerung der Ackerflächen um x Prozent verringert sich auch der Oberflächenabfluss, der Sedimentaustrag, sowie der Austrag von organischem Stickstoff und Phosphor um ca. x Prozent. Abweichungen sind beim Nitrat-Stickstoffaustrag zu erkennen. Der Grund hierfür könnte in der Tatsache liegen, dass es sich nicht um den Gesamt-Nitrat-Stickstoff im System handelt, sondern nur um den Anteil im Oberflächen- und lateralen Abfluss. Der Nitrattransport mit dem Grundwasser bzw. Basisabfluss wird in der Version SWAT2000 noch nicht berechnet. Die Entwickler arbeiten derzeit an der Lösung dieses Problems.

Das nahezu lineare Verhältnis zwischen Ackerflächenreduzierung und Stoffaustrag könnte vielleicht über den Nährstoffinput erklärt werden. Der Großteil des Nährstoffeintrages in das Landschaftsökosystem ist auf die Düngung der Ackerflächen zurückzuführen. Werden die Ackerflächen reduziert wird somit gleichzeitig der Nährstoffeintrag um fast den selben Anteil herabgesetzt.

#### 5.5.4.4 Der Einfluss reduzierter Düngergaben auf Ackerflächen (Extensivierung)

Im vorigen Abschnitt wurde die Vermutung geäußert, dass die Nährstoffeinträge hauptsächlich aus der Düngung der Ackerflächen resultieren. Mit der folgenden Untersuchung soll überprüft werden, inwieweit diese Annahme zutrifft. Hierzu wird die Menge der Düngung von Szenario zu Szenario um 25 % reduziert. Anhand der Ergebnisse des Referenzszenarios (100 % Düngemenge) wurden die Werte der folgenden Tabelle berechnet. Im Szenario Dü75 betrug die Düngermenge 75 % des Referenzszenarios. Im Szenario Dü50 wurde die Düngermenge um 50 % reduziert, im Szenario Dü25 auf 25 % der ursprünglichen Menge und im Szenario Dü0 wurde kein Dünger verabreicht.

**Tab. 5-11:** Einfluss reduzierter Düngergaben (prozentuale Veränderung gegenüber dem Referenzwert)

Szenario	org. N [%]	org. P [%]	NO <sub>3</sub> -N <sup>1)</sup> [%]	NO <sub>3</sub> -N <sup>2)</sup> [%]	NO <sub>3</sub> -leached [%]	DNIT [%]
Dü75	-18.7	-20.9	-24.2	-29.1	-42.1	-25.6
Dü50	-35.4	-40.3	-48.5	-56.4	-72.8	-52.1
Dü25	-54.2	-61.2	-72.7	-80.0	-88.6	-78.7
Dü0	-68.0	-79.1	-93.9	-98.5	-98.8	-99.1

<sup>1)</sup> im Oberflächenabfluss

<sup>2)</sup> im lateralen Abfluss

DNIT = Denitrifikation

Die Ergebnisse dieser Untersuchung bestätigen im Großen und Ganzen die Vermutung des vorigen Abschnittes. Die beobachteten Parameter des Nitrattransportes und der Denitrifikationsablauf verhalten sich im Modell nahezu linear zur Höhe der Düngerreduzierung. Bei einer Reduzierung des Düngers um x Prozent reduziert sich auch der Nitrataustrag um ca. x Prozent. Eine Ausnahme bildet die vertikale Nitratverlagerung ( $\text{NO}_3$ -leached).

Die Abnahme des Eintrages von organischem Stickstoff und Phosphor in den Vorfluter verhält sich, in sich betrachtet, auch nahezu linear.

Die Reduzierung der Düngemengen ist eine effektive Methode, um die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer zu reduzieren. Andererseits ist das Vorhandensein und die Verfügbarkeit von Nährstoffen ein limitierender Faktor für das Pflanzenwachstum und den Ertrag. Werden die Düngergaben stark reduziert, oder wird ein bestimmter Schwellenwert unterschritten, wird ein Nährstoffstress ausgelöst und die Pflanzen können sich nicht entwickeln. In der Realität stecken vor allem diejenigen Landwirte in einer Zwickmühle, die bei einer Reduzierung der Nährstoffgaben auf sandigen Böden ertragreich produzieren wollen. Die sandigen Böden des Untersuchungsgebietes sind relativ ertragschwach und müssen für die landwirtschaftliche Produktion gedüngt werden. Gleichzeitig besitzen diese Böden wegen der hohen Durchlässigkeit ein hohes Auswaschungspotenzial für Nähr- und Schadstoffe.

#### 5.5.4.5 Der Einfluss der Grünlandbewirtschaftung bzw. -extensivierung

In SWAT können unterschiedliche Grünlandszenarien erstellt werden. Das Grünland kann z.B. als Weide oder als Mähwiese genutzt werden. Bei der Grünlandbewirtschaftung mit Beweidungsoperation (Grazing operation) können einige Parameter eingestellt werden, die die Art der Beweidung charakterisieren: Konsumierte Biomasse pro Tag, Anzahl der Tage der Beweidung, das Maß der Trittschäden der Vegetation pro Tag sowie das Gewicht der täglichen Düngung durch Tierkot.

Bei der Bewirtschaftungsform als Mähwiese werden Beginn und Ende der Vegetationsperiode gewählt, Düngeoperationen können durchgeführt werden und verschiedene Parameter für die Mahd eingestellt werden.

Zur Untersuchung des Einflusses der Reduzierung der Viehbesatzdichte wird ein Szenario erstellt, das hinsichtlich der Bestandsdichte der aktuellen Situation des Untersuchungsgebietes entspricht. Berechnungen aus Daten des statistischen Landesamtes von NRW durch HIRSCHFELD (2004) ergaben eine Besatzdichte von 2,6 GV (Großvieheinheiten) im Regierungsbezirk Münster im Jahr 2001. Die Bewirtschaftungsauflagen des Kulturlandschaftsprogrammes für eine extensive Grünlandnutzung erlauben eine Besatzdichte von mindestens 0,3 und maximal 1,4 RGV pro Hektar Hauptfutterfläche. Die Grünlandflächen dürfen mit organischem Dünger, der dem Dunganfall von 1,4 RGV entspricht, gedüngt werden. Die Verwendung von chemisch-synthetischem Stickstoffdünger oder Pflanzenschutzmitteln ist nicht gestattet (vgl. MUNLV, 2001). In der folgenden Tabelle sind die Ergebnisse der Reduzierung des Viehbestandes auf die Nährstoffkonzentration im Gewässer dargestellt.

Die Nährstoffkonzentrationen, die bei einer Viehbesatzdichte von 2,6 GV berechnet wurden, dienen als Referenzwerte für die Ergebnisse, die mit einer Besatzdichte von 1,4 GV bzw. 0,7 GV ermittelt wurden.

**Tab. 5-12:** Reduzierung der Nährstoffkonzentration im Gewässer durch Verringerung der Viehbesatzdichte

Szenario	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	org. N	org. P	N-Stress-Tage
	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
<b>GV 1.4</b>	-69.0	-1.0	-4.1	-9.1	+82.5
<b>GV 0.7</b>	-80.8	-1.8	-66.5	-15.1	+118.0

GV = Großvieheinheit

Die Reduzierung der Viehbesatzdichte ist eine effektive Maßnahme, um die Nährstoffkonzentration im Gewässer zu reduzieren. Allerdings wird im Modell durch diese Maßnahme ein zunehmendes Nährstoffdefizit für die Vegetation ausgelöst, was anhand der Steigerung der Anzahl der simulierten Tage mit Stickstoff-Stress zu erkennen ist.

#### 5.5.4.6 Flächenstilllegung

Die Flächenstilllegung ist eine Maßnahme, um die Nährstoffeinträge in die Umwelt zu reduzieren und aus diesem Grunde ein aktiver Beitrag für den Gewässer-, Boden-, Landschafts- und Naturschutz. In der Regel handelt es sich aber nicht um flächenhafte Stilllegungen größerer Ausdehnung, sondern vielmehr um lineare Strukturen wie Streifen in Gewässernähe oder Übergangsfächen zu Gewässern, Wald- oder Wegrändern. Die Flächenstilllegung kann auch zur kleinräumlichen Strukturierung der Landschaft durch die Anlage von Hecken beitragen.

Aufgrund des kleinräumigen Charakters dieser Maßnahme und der betrachteten Dimension des Untersuchungsgebietes (Mesoskala), lässt sich die Flächenstilllegung in diesem Sinne im Modell nicht realisieren. Nicht zuletzt wegen des geringen Flächenanteils, der bei der HRU-Generierung unterhalb des Schwellenwertes liegen würde (siehe Kapitel 6.1). Die einzige Möglichkeit besteht darin, die stillgelegten Flächen als Uferstrand- oder Schonstreifen zu implementieren. Dann könnte über die Filterfunktion (FILTERW), siehe Kapitel 5.5.4.1, die Breite des Streifens angegeben werden. Sollte die Flächenstilllegung auf eine modellierbare Fläche angewendet werden, so kann nach der Vorgehensweise in Kapitel 5.5.4.3 verfahren werden. Der Stilllegungsfläche wird eine Vegetationsart zugewiesen (crop.dat) und es werden keine Bewirtschaftungsoperationen durchgeführt.

#### 5.5.4.7 Der Einfluss der Gewässerlänge und der Morphologie des Gewässers

In den Dateien *\*.sub* und *\*.rte* können gewässerspezifische Parameter der Haupt- und Nebenflüsse angepasst werden. Das betrifft die Länge, Breite und das mittlere Gefälle sowie die hydraulische Leitfähigkeit und den Rauigkeitsbeiwert (Manning's „n“) des Gewässerbettes.

Im Untersuchungsgebiet ist der Anschluss von diversen Altarmen an die Ems geplant. Durch diese Maßnahme wird unter anderem die effektive Gewässerlänge erhöht. Im Modell wird versucht, diese gewässerbauliche Maßnahme durch eine Verlängerung der Fließgewässerstrecke (Parameter CH\_L1) in den entsprechenden HRU's zu realisieren. Die Fließgeschwindigkeit sollte durch diese Maßnahme reduziert und die Verweildauer des Wassers im Teileinzugsgebiet erhöht werden. Der erwartete Effekt ist eine Verbesserung der Selbstreinigungskraft des Gewässers durch eine erhöhte Fähigkeit der Stoffumwandlungsprozesse.

Über die Variation der Parameter der hydraulischen Leitfähigkeit und der Rauigkeit des Gewässerbettes wird auf Modellebene der Versuch unternommen, Gewässerrückbaumaßnahmen zu simulie-

ren. Bei verrohrten oder betonierten Gewässerabschnitten findet keine Kommunikation mit dem Grundwasser statt und die Rauigkeit ist im Gegensatz zu einem natürlichen Gewässerlauf sehr gering. Durch entsprechende Parameteränderungen könnte ein „natürlicher“ Zustand des Gewässers vorge-täuscht werden. Die Veränderung der hydraulischen Leitfähigkeit wird hier aber nicht untersucht, da eine Variierung des Parameters auch gleichzeitig das Fließgewässer-Grundwassersystem steuert (vgl. NEITSCH et al., 2001 b, S. 254). Die erwarteten Auswirkungen einer erhöhten Rauigkeit sind auch hier eine Reduzierung der Fließgeschwindigkeit und somit eine erhöhte Verweildauer des Wassers im Einzugsgebiet, die zu einer besseren Selbstreinigungskraft des Gewässers beitragen.

Ob die erwarteten Effekte der beschriebenen Maßnahmen im Modell die gewünschte Wirkung erzielen, soll mit der folgenden Untersuchung geklärt werden.

**Tab. 5-13:** Einfluss der Parameter Gewässerlänge und Rauigkeit auf die Nährstoffkonzentration im Gewässer

Parameter	NO <sub>3</sub> -N [%]	NH <sub>3</sub> -N [%]	org. N [%]	org. P [%]
<b>CH_L1 = 6.48 km</b>				
9.72 km (+50%)	-0.13	-3.36	-3.17	-3.08
12.96 km (+100%)	-0.38	-5.80	-5.34	-5.40
<b>CH_N1 = 0.014</b>				
0.044	-0.60	-6.45	-5.91	-5.83
0.1	-1.46	-13.79	-12.49	-12.41

CH\_L1 = Gewässerlänge, CH\_N1 = Manning's "n" (Rauigkeitsfaktor)

Sowohl die Erhöhung der Gewässerlänge sowie des Rauigkeitsbeiwertes des Gewässerbettes führen zu einer Reduzierung der Nährstoffkonzentration im Gewässer. In der theoretischen Dokumentation des Modells (NEITSCH et al., 2001 a) werden die Verfahren der Stoffumwandlungsprozesse im Gewässer geschildert. Die Verweilzeit des Wassers (travel time) ist bei allen Umwandlungsprozessen ein entscheidender Faktor. Maßnahmen, die eine Erhöhung der Verweilzeit des Wassers im Flusslauf zur Folge haben, begünstigen also den verstärkten Abbau von Nährstoffen.

Die Parameter Gewässerlänge und Rauigkeit (Manning's „n“) sind dafür geeignet, gewässerbauliche Maßnahmen zu simulieren.

## 5.6 Kalibrierung der Abflussganglinien

Die vorangegangenen Abschnitte befassten sich mit der Modellierung mit SWAT 2000 anhand einer synthetischen Fläche, die hauptsächlich dem Modellverständnis dienen sollten. Die Vorzüge dieser Vorgehensweise wurden einleitend erläutert. Im Folgenden wird das Referenzgebiet ad acta gelegt. An dessen Stelle tritt nun das „reale“ Einzugsgebiet der Ems in Nordrhein-Westfalen.

Bevor die ersten Simulationsläufe mit veränderter Landnutzung durchgeführt werden, muss zunächst das simulierte Abflussverhalten kalibriert werden. Dazu stehen Pegelmessdaten verschiedener Stationen an der Ems, der Münsterschen Aa und der Glane zur Verfügung (siehe Abbildung 5-6).

Bei der Kalibrierung großer Flusseinzugsgebiete, oder sofern gemessene Abflussdaten verschiedener Pegel vorliegen, wird jedes Pegelinzugsgebiet einzeln kalibriert. Begonnen wird mit dem Pegel, der



der Quelle am nächsten liegt. Wenn dieser angemessen kalibriert wurde, wird mit dem nächsten flussabwärts gelegenen Pegel fort gefahren. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Parameter der bereits kalibrierten Teileinzugsgebiete nicht wieder verändert werden.

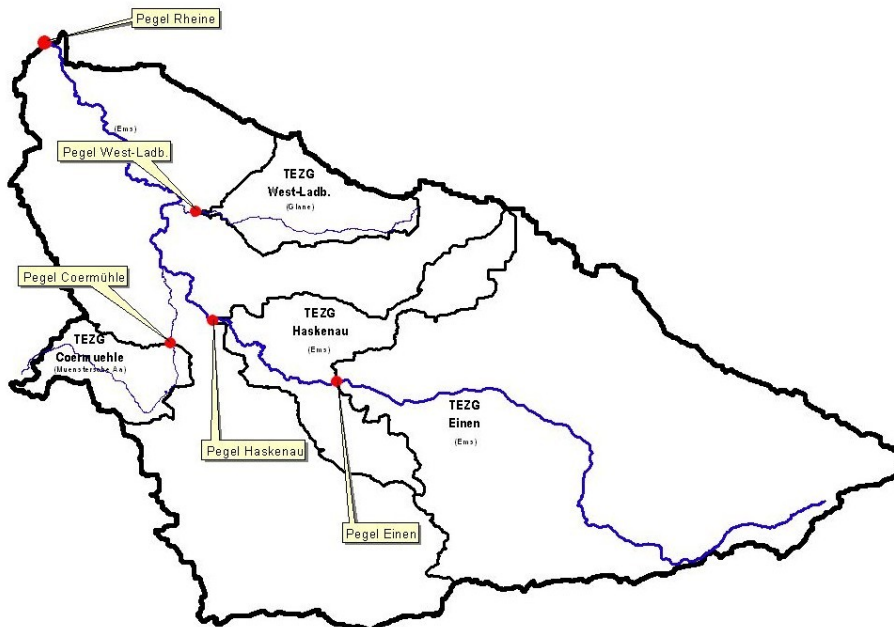


Abb. 5-6: Kalibrierte Pegel-Einzugsgebiete

Das erste Ziel der Kalibrierung liegt darin, die berechnete Abflussmenge der gemessenen anzupassen und das Verhältnis zwischen Oberflächen- und Basisabfluss herzustellen. Nachdem dies erfolgreich geschehen ist, muss das zeitliche Abflussverhalten untersucht werden. In der Regel wird, auch wenn die Quantitäten übereinstimmen, das zeitliche Verhalten abweichen (vgl. Abbildungen 5-7 und 5-8). Neben dem optischen Vergleich der simulierten und gemessenen Ganglinien werden die Daten auch mathematisch-statistisch nach verschiedenen Gütekriterien bewertet. Dazu wird der Korrelationskoeffizient ( $r$ ), der Determinationskoeffizient bzw. das Bestimmtheitsmaß ( $r^2$ ) sowie die Effizienz nach NASH und SUTCLIFFE ( $r_{\text{Eff}}$ ) (NASH / SUTCLIFFE, 1979) herangezogen. Darüber hinaus werden auch der absolute und der relative Volumenfehler beachtet, denn oftmals kann eine gute Modellanpassung realisiert werden, obwohl ein hoher Volumenfehler produziert wird. Je besser die Kenntnisse über die spezifischen Eigenschaften des Untersuchungsgebietes sind, desto leichter lässt es sich kalibrieren. Die Parameter sollten dabei nur in „vernünftigen“ Grenzen variiert werden, um das Simulationsergebnis nicht künstlich aufzuwerten. Eine gute Korrelation des Abflusses ist immer das Ziel der Kalibrierung, jedoch darf das Gesamtsystem nicht durch „unlogische“ Parametereinstellungen destabilisiert werden. Spezifische Kenntnisse über die Eigenschaften des Untersuchungsgebietes sind relativ gering. Die Charakteristik des Grundwassers ist beispielsweise unbekannt. Bei der Kalibrierung wird also hauptsächlich nach dem *Trial and Error-Verfahren* vorgegangen.

Da es sich bei SWAT um ein agrarhydrologisches Modell handelt, das relativ sensibel auf Landnutzungsänderungen und auf die Veränderung von Bewirtschaftungsmethoden reagiert, sollte keine Kalib-

rierung vorgenommen werden, solange diese „Managementoperationen“ nicht gebietspezifisch eingestellt wurden. Deshalb wurden zunächst für die Acker-, Grünland- und Waldstandorte entsprechende Bewirtschaftungsszenarien erstellt.

### 5.6.1 Kalibrierung der Abflussmenge

Mit dem Programm Baseflow (ARNOLD et al., 1995; ARNOLD et al., 1999) kann der Abfluss aus täglich aufgezeichneten Pegelabflussdaten separiert werden. Die Ganglinienseparation des Programms *Baseflow* ergab, dass der Anteil des Basisabflusses am Gesamtabfluss im Einzugsgebiet des Pegels Rheine ca. 67% beträgt. Demnach liegt der Anteil des oberflächlichen Abflusses bei ca. einem Drittel des Gesamtabflusses. Angesichts der pedogenen und morphologischen Charakteristik des Untersuchungsgebietes scheint der berechnete Anteil des Oberflächenabflusses nach diesem Verfahren hier überschätzt worden zu sein. Die sehr geringe mittlere Hangneigung des Geländes sowie die hohe Durchlässigkeit der Böden sprechen für einen deutlich geringeren Anteil des oberflächlichen Abflusses am Gesamtabfluss.

Für die Anpassung der Abflussmenge und des Verhältnisses zwischen Oberflächen- und Basisabfluss stehen eine Reihe Parameter zur Verfügung. Der Oberflächenabfluss wird hauptsächlich über die Parameter CN2 (curve number) und CNOP (curve number nach einer Management-Operation) gesteuert. Die Anpassung dieser Parameter wird auf HRU-Ebene und in Abhängigkeit der hydrologischen Kategorie der Böden (Soil Hydrologic Group) vorgenommen. Das unterirdische Abflussverhalten wird hauptsächlich durch die Grundwasser-Parameter: GW\_REVAP, REVAPMN und GWQMN beeinflusst (vgl. NEITSCH et al., 2001 b, Chapter 33). Wie die Sensitivitätsanalyse anhand des Referenzgebietes zeigte, wirken sich auch andere Parameter auf das Abflussverhalten aus (vgl. Tabelle 5-4). Die oben beschriebenen Variablen sollten aber zuerst für eine generelle Anpassung herangezogen werden.

Auf eine detaillierte Beschreibung des Vorgehens während der Kalibrierung wird hier aus Gründen des Umfangs der Arbeit verzichtet. Die angepassten Parameter sind in Tabelle 5-17 aufgelistet. Im Zeitraum zwischen 1986 und dem Jahr 2000 wurde am Pegel Rheine (Gebietsauslasspegel) eine durchschnittliche tägliche Abflussmenge von  $41,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  gemessen. Die kalibrierte simulierte Abflussmenge für diesen Zeitausschnitt beträgt  $40,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  und wird um 1,8% geringfügig unterschätzt.

### 5.6.2 Kalibrierung des zeitlichen Abflussverhaltens

Nachdem die Quantitäten der Abflusskomponenten erfolgreich angepasst wurden, wird versucht über eine Feinabstimmung das zeitliche Abflussverhalten zu kalibrieren. Hierzu werden die gemessenen und simulierten Ganglinien in täglicher Auflösung gegenübergestellt. Die Bewertung und Analyse der Güte der Anpassung nach jeder Parametervariierung erfolgt einerseits graphisch über einen Vergleich der Abflussdiagramme und andererseits nach statistischen Kriterien. Die Dynamik der Ganglinien im jahreszeitlichen Verlauf soll möglichst gut übereinstimmen.

Die Anpassung des zeitlichen Abflussverhaltens bereitete zunächst außerordentliche Schwierigkeiten. Trotz der Analyse der Modellreaktionen anhand des Referenzgebietes, die den Kalibrierungsprozess beschleunigen sollte, erwies sich die Kalibrierung der Abflussdynamik als langwieriger aber erkenntnisreicher Vorgang. Eine Gegenüberstellung der gemessenen Abflussganglinie mit täglichen Niederschlagssummen und Durchschnittstemperaturen in einem Diagramm zeigt zwar größtenteils eine

gute Korrelation zwischen der Ganglinie und den Klimaparametern, es konnten aber auch unerwartete Ereignisse nachgewiesen werden. Beispielsweise wurde am 18. März 1979 das stärkste Niederschlagsereignis des ersten Quartals dieses Jahres aufgezeichnet. Der gemessene Abfluss sinkt aber am selben Tag von  $43,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  auf  $34 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Am 19. März stieg der Abfluss wieder auf  $43,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  an und hält sich auch die folgenden Tage ungefähr bei diesem Wert. An anderen Tagen wurden Abflussspitzen abgebildet, denen keine starken oder anhaltenden Niederschläge vorausgingen. Erklärungsmöglichkeiten für dieses Verhalten gibt es wahrscheinlich unzählige: Schneeschmelze, Auffüllung von Speicherkomponenten (Boden- und Grundwasser) etc. Eine weitere Begründung könnte jedoch auch die Regulierung der Ems durch Staubawerke liefern, die die Dynamik des Abflusses stark beeinträchtigt.

Schlussendlich konnte aber anhand weiterer Untersuchungen der Modellreaktion am Referenzgebiet das Modellverständnis verbessert und eine gute Modellanpassung erzielt werden. Für den Zeitraum zwischen 1986 und dem Jahr 2000 wurde ein mittlerer Korrelationskoeffizient ( $r$ ) von 0,87, ein Determinationskoeffizient ( $r^2$ ) von 0,75 und eine Nash-Sutcliffe-Effizienz ( $r_{\text{eff}}$ ) von 0,75 ermittelt. Die mittlere Abweichung (PBIAS) des simulierten vom gemessenen Gesamtgebietsabfluss beträgt im Mittel 2%. In der Tabelle 5-14 ist ein Bewertungsmaßstab für die Parameter  $r^2$  und PBIAS abgebildet. Beurteilt nach diesen Maßstäben ist die Modellanpassung als „exzellent“ bis „sehr gut“ einzustufen. Der absolute Volumenfehler, bezogen auf die Einzugsgebietsgröße, beträgt  $-9,7 \text{ mm/a}$ . Negative Werte stehen für eine Überschätzung des simulierten Gesamtgebietsabfluss und positive Werte für eine Unterschätzung. Die statistischen Parameter der Güte der Modellanpassung für die einzelnen Jahre sind in Tabelle 5-15 dargestellt.

Tab. 5-14: Performance intervals (vgl. Maréchal, 2003)

Efficiency index	Excellent	Very good	Good	Poor
$r^2$	>0.65	0.5-0.65	0.2-0.5	<0.2
PBIAS(%)	<10	10-20	20-40	>40

Tab. 5-15: Statistische Gütemaße des simulierten Abflussverhaltens (Simulationsperiode)

Jahr	Korrelationskoeffizient ( $r$ )	Determinationskoeffizient ( $r^2$ )	Nash-Sutcliffe-Effizienz	Absoluter Volumenfehler [mm/a]	PBIAS [%]
1986	0.84	0.70	0.70	6.12	1.68
1987	0.88	0.77	0.74	56.49	10.81
1988	0.85	0.73	0.71	34.74	8.30
1989	0.81	0.66	0.65	-8.53	-3.66
1990	0.87	0.75	0.74	10.57	3.73
1991	0.88	0.77	0.76	-7.68	-3.01
1992	0.82	0.67	0.61	-36.67	-11.45
1993	0.83	0.68	0.67	6.27	1.36
1994	0.88	0.77	0.74	30.60	5.46
1995	0.89	0.79	0.77	52.74	12.91
1996	0.81	0.66	0.48	-24.19	-11.28
1997	0.85	0.72	0.72	15.21	6.40
1998	0.89	0.80	0.80	-3.14	-0.64
1999	0.90	0.81	0.79	38.52	11.19
2000	0.91	0.82	0.81	-24.56	-7.85

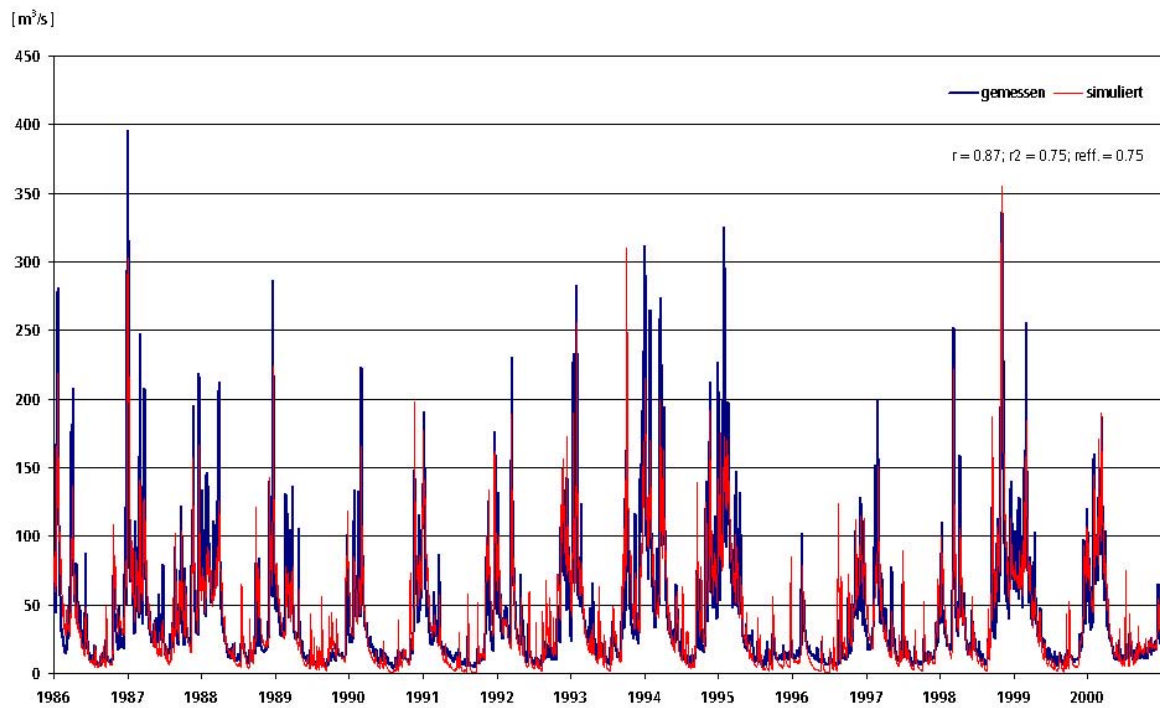


Abb. 5-7: Kalibrierung der Abflussganglinien im Zeitraum zwischen 1986 und 2000

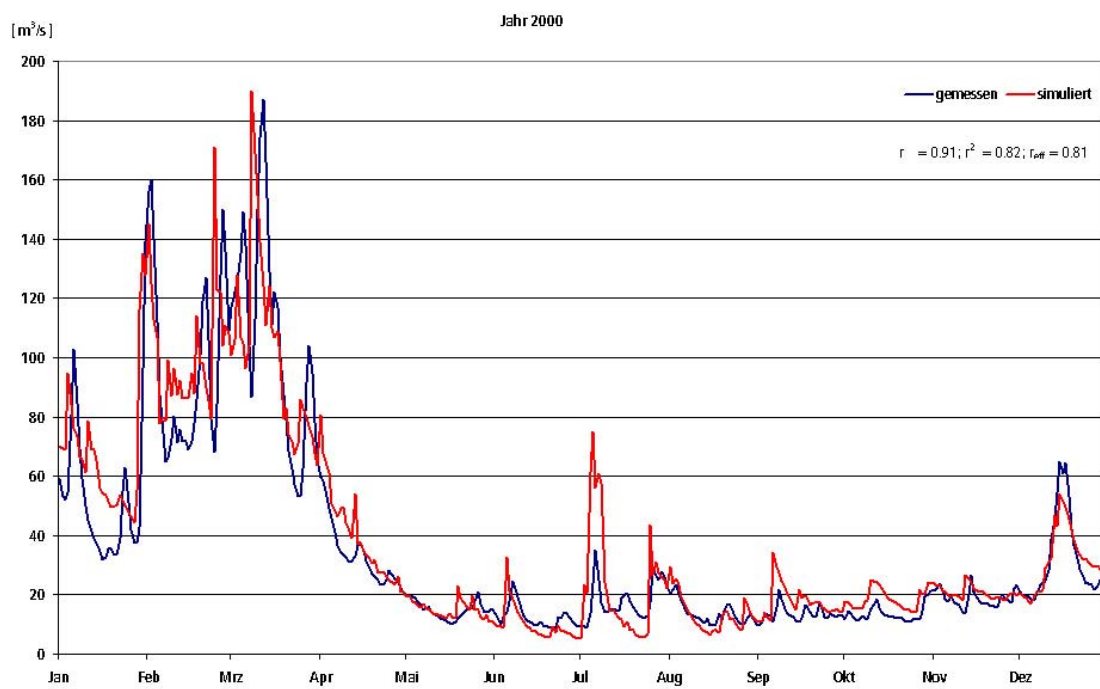


Abb. 5-8: Kalibrierung der Abflussganglinien im Jahr 1999

### 5.6.3 Validierung

Für die Validierung wurde das Modell mit den oben beschriebenen Parametereinstellungen und Klimadaten aus den Jahren 1970 bis 1985 gespeist. Zur Beurteilung der Anpassung dienten die letzten zehn Jahre der Simulationsperiode (1976 bis 1985). Die Ergebnisse sind in der folgenden Tabelle aufgeführt. Die Anpassung der Validierungsperiode ist etwas schlechter als die der kalibrierten Simulationsperiode, aber nach Tabelle 5-14 als „gut“ bis „sehr gut“ einzustufen. Für die Validierungsperiode wurde ein mittlerer Korrelationskoeffizient ( $r$ ) von 0,8, ein Determinationskoeffizient ( $r^2$ ) von 0,65, eine Nash-Sutcliffe-Effizienz ( $r_{\text{eff}}$ ) von 0,63 und eine mittlere Abweichung (PBIAS) von 2,5% ermittelt. Der absolute Volumenfehler beträgt im Mittel -7,7 mm/a. Der Gesamtgebietsabfluss wurde also auch in der Validierungsperiode im Mittel um 7,7 mm/a überschätzt.

Tab. 5-16: Statistische Gütemaße des simulierten Abflussverhaltens (Validierungsperiode)

Jahr	Korrelationskoeffizient ( $r$ )	Determinationskoeffizient ( $r^2$ )	Nash-Sutcliffe-Effizienz	Absoluter Volumenfehler [mm/a]	PBIAS [%]
1976	0.811	0.657	0.646	-22.82	-13.665
1977	0.811	0.658	0.371	-73.22	-31.247
1978	0.796	0.633	0.629	-17.53	-5.752
1979	0.777	0.604	0.575	52.95	15.035
1980	0.838	0.703	0.688	-34.15	-10.889
1981	0.793	0.629	0.614	55.43	11.246
1982	0.771	0.594	0.594	3.12	1.075
1983	0.781	0.61	0.603	17.51	5.992
1984	0.784	0.614	0.609	-10.48	-2.653
1985	0.805	0.648	0.602	-47.96	-16.549

Tab. 5-17: Parametereinstellung der Pegel-Einzugsgebiete

Parameter	Pegel				
	Einen	Haskenau	Coermühle	West-Ladb.	Rheine
<b>.gw</b>					
SHALLST	0.5	100	0.5	1000	500
DEEPST	1000	1000	1000	3000	1000
GW_DELAY	50, 20 <sup>1)</sup>	50	15	50	20, 10 <sup>2)</sup>
ALPHA_BF	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
GWQMN	0.0	5.0	0.0	0.0	0.0
GW_REVAP	0.07	0.07	0.2	0.07	0.07
REVAPMN	2.0	2.0	1.0	1.0	10
<b>.hru</b>					
SLSSUBBS	150	150	150	150	150
OV_N <sup>3)</sup>	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
CANMX <sup>4)</sup>	9,5,3,1	9,5,3,1	9,5,3,1	9,5,3,1	9,5,3,1
ESCO	0.88	0.8	0.55	0.6	0.8
EPCO	0.8	0.85	0.6	0.8	0.8
<b>.sub</b>					
CH_K1	0.6	0.6	1.0	0.5	0.6
CH_N1	0.044	0.044	0.03	0.1	0.044
<b>.rte</b>					
CH_K2	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0

Parameter	Pegel					
	Einen	Haskenau	Coermühle	West-Ladb.	Rheine	
CH_N2	0.044	0.044	0.02	0.014	0.044	
<b>.bsn</b>	bsn-Parameter gelten für alle Pegel					
SFTMP						0.5
SMTMP						-5.0
SMFMX						8.0
SMFMN						1.4
SNOCVMX						50.0
RCN						1.0
SURLAG	2.0					
<b>Management</b>						
Szenario: <b>AGRC (Weizen)</b>	alle Ackerflächen in Subbasin: 13, 14, 15, 17, 19, 20, 22, 23, 25, 26, 28, 29, 30, 31					
Szenario: <b>AGRR (Mais)</b>	alle Ackerflächen in Subbasin: 3, 6, 9, 12, 16, 18, 21, 24, 27, 32, 33					
Szenario: <b>BARL (Gerste)</b>	alle Ackerflächen in Subbasin: 1, 2, 4, 5, 7, 8, 10, 11					
Szenario: <b>past_GV2-6 (Grünland)</b>	alle Grünlandstandorte (PAST)					

<sup>1)</sup> GW\_DELAY = 20 in SBS: 21, 27

<sup>2)</sup> GW\_DELAY = 10 in SBS: 3, 6, 11, 12, 13, 24, 25

<sup>3)</sup> alle HRU's

<sup>4)</sup> Wald = 9, Grünland = 5, Acker = 3, Siedlungen = 1

#### 5.6.4 Landnutzungs-Management

In den Szenarien der Ackerflächen AGRC (Weizen), BARL (Gerste) und AGRR (Mais) beginnt die Vegetationsperiode (Saattermin) am 1. April. Die Düngung besteht aus 2574 kg/ha Schweinemist (swine fresh manure) und einer zusätzlichen Stickstoffdüngung von 400 kg/ha Stickstoff (siehe auch Kapitel 5.4.4). Der Erntetermin für die Maisflächen (AGRR) ist am 1. Oktober und für die Getreideflächen (AGRC) nach Erreichen der Heat Unit 1800 ungefähr Ende Juli. Der Erntetermin für die Flächen die mit Gerste bewirtschaftet werden ist der 1. Juli. Auf den Grünlandstandorten wurde eine Beweidung mit Rindern mit einer Besatzdichte von 2,6 GV durchgeführt und eine zusätzliche Mineraldüngung von 600 kg/ha verabreicht. Das entspricht einer mineralischen Stickstoffdüngung von ca. 150 kg/ha.

Der maximale Blattflächenindex für die Waldarten wurde von 5 auf 9 gesetzt. Die modifizierte Version von SWAT 2000 verlangt eine Eingabe für den Blattflächenindex des Nadelwaldes, der für die Simulationsperiode konstant bleibt. Hier wurde der Wert 5 eingegeben.

## 5.7 Kalibrierung des Stoffhaushaltes

Durch die mangelhafte Datenlage der chemisch-physikalischen Gewässerparameter wurde die Kalibrierung des Stoffhaushaltes erschwert. Aus dem Gewässergütebericht aus dem Jahr 2000 (LUA NRW, 2000, S. 180) konnte lediglich für die Jahre zwischen 1990 und 1995 annäherungsweise die Nitrat-

Stickstoffkonzentration am Pegel Rheine anhand der chemischen Güteklasse im Jahresmittel abgeschätzt werden. Für das Jahr 2001 standen für jeden Monat Messdaten von drei Tagen zur Verfügung. Auf dieser Basis konnten nur annäherungsweise Monatsmittelwerte gebildet werden. Das Problem der Datenverfügbarkeit für stoffliche Parameter dürfte sich auch als Problem bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie herausstellen. Die Auswertung der von SWAT berechneten Nitrat-Stickstoffkonzentrationen ergab eine leichte Unterschätzung der „beobachteten“ Werte. Mit dem Parameter NPERCO (.bsn) kann der Anteil des oberflächlich abfließenden Nitrats gesteuert werden. Durch die Erhöhung dieses Parameters von 0,2 auf 0,8 konnte eine Steigerung der Nitrat-Stickstoffkonzentration im Vorfluter erzielt werden. Die simulierten Jahresdurchschnittswerte lagen anschließend in den Jahren 1990 bis 1995 alle im angegebenen Bereich des Gewässergüteberichts. Prinzipiell wurde aber die Stickstoffkonzentration, auch von der modifizierten SWAT-Version, tendenziell unterschätzt.

Die Ursache für die Unterschätzung könnte darin begründet sein, dass die Stofftransport- und Umwandlungsprozesse durch die Routinen im Modell noch nicht ausreichend „naturgetreu“ beschrieben werden. Andererseits bestehen bezüglich des Nährstoffinputs, der bislang ausschließlich durch die Düngereoperationen realisiert wurde, weitere Unsicherheiten. Der Anfall des organischen Wirtschaftsdüngers kann relativ genau über die Viehbesatzdichte der Region bestimmt werden. Zusätzliche mineralische Düngerzugaben wurden anhand der Empfehlungen der Landwirtschaftskammer berechnet und implementiert. Da die tatsächlich von den Landwirten verabreichte Düngermengen unter die Gesetze des Datenschutzes fallen, kann nicht nachvollzogen werden was und wie viel wirklich gedüngt wird. Mit anderen Worten: Es ist möglich, dass der reale Nährstoffeintrag höher ist als in den vorliegenden Bewirtschaftungsszenarien angenommen wurde.

## 5.8 Abwassereinleitung

Eine weitere Nährstoff-Belastungsquelle der Gewässer stellt die Einleitung kommunaler und gewerblicher Kläranlagen dar. In einer Datenbank des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen sind für das Jahr 2001 die Einleitungsmengen und Stoffkonzentrationen sämtlicher kommunaler Klärwerke gespeichert. Die Auswertung dieser Daten führt zu dem Ergebnis, dass im Untersuchungsgebiet ca. 3000 Liter Abwasser pro Sekunde in die Ems eingeleitet werden. Die Gesamt-Stickstoffkonzentration des Abwassers beträgt als gewichtetes Mittel 8,4 mg/l.

Der Abfluss kommunaler Kläranlagen setzt sich bei Mischwassersystemen aus Niederschlagswasser (Straßen- und Dächerabfluss) und den häuslichen und gewerblichen Abwässern zusammen. Während die häusliche und gewerbliche Abwassermenge im betrachteten Zeitraum im Jahresmittel als nahezu konstant angenommen werden kann, variiert die Menge des Gesamtabwassers in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge. In niederschlagsreichen Jahren ist die Gesamtabwassermenge also größer als in niederschlagsarmen Jahren. Da die Stoffkonzentrationen des Regenwassers im Verhältnis zu den häuslichen und gewerblichen Abwässern verschwindend gering ist, kann man davon ausgehen, dass unabhängig von der jährlichen Gesamtabwassermenge im Jahresmittel in etwa die gleiche Stoffmenge gelöster und nicht gelöster Stoffe im Gesamtabwasser enthalten ist. In niederschlagsreichen Jahren ist zwar die Abwassermenge höher, die Stoffkonzentration ist aber geringer als in niederschlagsarmen Jahren.



SWAT bietet die Möglichkeit, diese Abwassereinleitungen zu berücksichtigen und die eingeleiteten Stoffmengen dem Gewässer zuzuführen. Die Einleitungen können auf täglicher, monatlicher oder jährlicher Basis eingebunden werden. Da nur Daten des Jahres 2001 zur Verfügung standen, wurden diese für jedes Jahr der Simulationsperiode verallgemeinert. Aus den oben erwähnten Gründen ist diese Generalisierung jedoch vertretbar.

### Einfluss des Abwassers auf die Stoffkonzentration in der Ems

Zur Untersuchung des Beitrags des Abwassers zur Stickstoffkonzentration in der Ems wurden zwei SWAT-Simulationen durchgeführt. Die Berechnung des ersten Szenarios erfolgte ohne Abwassereinleitungen und die Berechnung des zweiten Szenarios mit Abwassereinleitungen. Das Resultat: die Gesamt-Stickstoffkonzentration in der Ems wird durch die Klärwerkseinspeisungen im Jahresmittel um 1,5 mg/l erhöht wird. Abhängig von der Menge des Gesamtgebietsabflusses, variiert der Beitrag zur Stickstoffkonzentration in den einzelnen Jahren der Simulationsperiode von 1991 bis 2000 zwischen ca. 1 mg N<sub>ges</sub> / l in niederschlagsreichen und 3 mg N<sub>ges</sub> / l in niederschlagsarmen Jahren.

Berechnet man den Stickstoffkonzentrationsbeitrag des Abwassers vereinfacht über die Gleichung der Massenkonzentrationen (Gleichung 6-1 und 6-2), so ergeben sich abweichende Ergebnisse. Der jahresdurchschnittliche Beitrag des Abwassers zur Konzentration des Gesamt-Stickstoffs im Gewässer beträgt nach Gleichung 6-2 nur 0,64 mg N<sub>ges</sub> / l. Der maximale Beitrag in der Simulationsperiode im niederschlagsärmsten Jahr 1997 betrug 0,95 mg N<sub>ges</sub> / l und der geringste Beitrag zur Gesamt-Stickstoffkonzentration 0,42 mg N<sub>ges</sub> / l.

$$c_1 = \frac{n}{V_1} \quad \text{Gl. 5-2}$$

$$c_2 = \frac{n}{V_2} = \frac{c_1 \cdot V_1}{V_2} \quad \text{Gl 5-3}$$

Tab. 5-18: Erläuterung der Parameter aus Gleichung 6-1 und 6-2

Parameter	Beschreibung	Jahresmittel	Einheit
$c_1$	N <sub>ges</sub> -Konzentration im Abwasser (gewichtetes Mittel)	8.40	mg / l
$c_2$	N <sub>ges</sub> -Konzentration im Gewässer durch Abwasser	0.64	mg / l
$n$	Masse N <sub>ges</sub> im Abwasser, das dem Gewässer pro Sekunde zugeführt wird	25.44	[mg/s]
$V_1$	Volumen des Abwassers pro Sekunde	3 028	[l/s]
$V_2$	Volumen des jährlichen durchschnittlichen Gesamtgebietsabfluss pro Sekunde	42 700	[l/s]

Aus welchem Grund die von SWAT simulierten und die aus Gleichung 6-2 berechneten Gesamt-Stickstoffkonzentrationen nicht übereinstimmen, konnte bislang nicht nachvollzogen werden. Die berechneten Werte scheinen jedoch realistischer zu sein als die simulierten. Hieraus folgt, dass der Beitrag des Abwassers zur Gesamt-Stickstoffkonzentration in der Ems im Jahresdurchschnitt ungefähr zwischen

0,4 und 1 mg  $N_{Ges}$  / l liegen kann. Angesichts des Grenzwertes für die chemische Gewässergüteklasse II, der für  $N_{Ges}$  bei 3,0 mg N / l liegt (LAWA, 1998), kann der Beitrag des Abwassers sehr bedeutend sein. Im Falle eines sehr niederschlagsarmen Jahres resultiert bereits ein Drittel der „erlaubten“ Stickstoffkonzentration aus den Abwassereinleitungen.

Deshalb sollte, neben den Maßnahmen, die auf einen verringerten Stoffeintrag durch die Landwirtschaft abzielen, auch eine Modernisierung bzw. Aufrüstung der kommunalen Kläranlagen in Betracht gezogen werden. Die Stickstoffeliminierungsleistung der gegenwärtigen Anlagen ist nicht ausreichend.

## 5.9 Verbesserungsmöglichkeiten

Eine mögliche Verbesserung der Modellergebnisse könnte eventuell durch differenziertere Eingangsdaten erreicht werden. Die verwendete Bodenkarte (BÜK 1000) sowie die Informationen über die Landnutzung des CORINE-Landcover sind räumlich relativ grob aufgelöst. Hier ist teilweise mit hohem Informationsverlust zu rechnen. Das gleiche gilt für die Bewirtschaftungsszenarien. In Anbetracht der Größe des Untersuchungsgebietes lässt sich die Verwendung stark generalisierter Informationen jedoch rechtfertigen. Die Aufbereitung von höher aufgelösten Daten würde sehr viel mehr Zeit in Anspruch nehmen und es bleibt fraglich, ob dieses Vorgehen in der betrachteten Skalenebene zu deutlich besseren Ergebnissen führen würde. Der Arbeitsaufwand sollte hier immer in Relation zur Verbesserung der Modellergebnisse gesehen werden. Trotz der relativ groben Eingangsdaten konnte eine „gute“ bis „sehr gute“ Modellanpassung des Abflussverhaltens realisiert werden (vgl. Tabelle 5-14).

Genauere Kenntnisse über das Verhalten des Grundwassers könnten bei der Kalibrierung der Grundwasserparameter behilflich sein. Außerdem könnten anhand einer Karte über die mittleren Grundwasserstände die Bodendaten regional differenziert werden.

Wie bereits oben erwähnt wurde, standen für die Kalibrierung des Stoffhaushaltes zu wenig gemessene Daten zur Verfügung. Eine Messreihe mit Daten in täglicher Auflösung wäre mindestens erforderlich bzw. wünschenswert um einerseits eine „vernünftige“ Kalibrierung durchzuführen und andererseits die Fähigkeiten von SWAT 2000 hinsichtlich der Modellierung der Stoffflüsse und Stoffumsätze zu überprüfen.

## Kapitel 6

### Szenarien

Nachdem das Modell für das Untersuchungsgebiet erfolgreich kalibriert wurde und der Ist-Zustand des Ems-Einzugsgebietes weitestgehend auf Modellebene hergestellt wurde, kann mit der Simulation verschiedener Szenarien fort gefahren werden.

Das Hauptanliegen der Szenariensimulation liegt darin, eine Landnutzungssituation zu eruieren, mit der die Auflagen der EG-Wasserrahmenrichtlinie hinsichtlich der Stoffkonzentrationen im Gewässer eingehalten werden können. Die aktuelle Struktur der Landnutzung ist nicht umweltverträglich und führt zu einem hohen Nähr- und Schadstoffaustrag. Verantwortlich hierfür sind einseitige Bewirtschaftungsmethoden (Veredelungsbetriebe und Futtermittelanbau) auf etwa 77 % der Fläche der Region. In erster Linie muss die ackerbaulich bewirtschaftete Fläche zugunsten einer höheren Landschaftsdiversität reduziert werden. Der dabei frei werdende Flächenanteil wird in Grünland und Wald umgewandelt. Gleichzeitig werden umweltverträgliche Bewirtschaftungsmethoden auf ausgewählten Flächen eingeführt. Das betrifft einerseits die Bodenbearbeitung (konservierende Methoden) und die Reduzierung des Eintrags von organischem und mineralischem Dünger auf Acker- und Grünlandstandorten. In welcher Größenordnung diese Maßnahmen erforderlich sind, soll mittels der Modellierung des WRRL-Szenarios herausgefunden werden. Der Flächenanteil, der gegenwärtig in Form von Siedlungen, Verkehr und Industrie genutzt wird, bleibt unverändert.

Im Folgenden werden zwei Szenarien dargestellt. Mit dem ersten Szenario (Extremszenario) sollen die spezifischen naturräumlichen Potenziale, Stofftransporte und -kreisläufe unter vollkommen natürlichen bzw. ursprünglichen Verhältnissen ermittelt werden. Damit wird zudem die Systemgrenze definiert. Dieser Zustand sollte dem „Sehr guten Zustand“ laut Wasserrahmenrichtlinie (Europäische Gemeinschaft, 2000, Anhang V, Tabelle 1.2) entsprechen. Das zweite Szenario (WRRL-Szenario) stellt eine Situation dar, in der die Umweltstandards der EG-Wasserrahmenrichtlinie eingehalten werden können. Die Aspekte der Wirtschafts- und Sozialverträglichkeit werden in diesem Szenario nicht berücksichtigt.

## 6.1 Veränderung der „Shape-Dateien“ und das Problem der HRU-Generierung

Für jedes Szenario müssen unterschiedliche Landnutzungs-Shapes erstellt werden. Da bei der HRU-Generierung nur diejenigen Flächen berücksichtigt werden, die einen bestimmten Flächenanteil am jeweiligen Teileinzugsgebietes besitzen, müssen bei der Neuordnung der Landnutzungsarten die Teileinzugsgebietsgrenzen beachtet werden. Bei der Generierung der HRU's wurde ein Schwellenwert von 5% eingestellt. Das bedeutet, dass nur Landnutzungsarten berücksichtigt werden, die einen Mindestflächenanteil von 5% am Teileinzugsgebiet haben. Trotz Beachtung dieser Regeln kommt es zu Differenzen in der Landnutzungsverteilung zwischen verwendetem Landnutzungs-Shape und der von SWAT berechneten Landnutzungssituation. Diese Differenzen sind für die einzelnen Szenarien des WRRL-Szenarios in Tabelle 6-12 dargestellt.

## 6.2 Extremszenario

Das Extremszenario soll das Untersuchungsgebiet in seinem ursprünglichen Zustand repräsentieren. Unter dem ursprünglichen Zustand wird hier in diesem Sinne ein Ökosystem mit geschlossenen Stoffkreisläufen verstanden, das nicht durch den Menschen beeinflusst ist. Aus heutiger Sicht ist das logischerweise völlig unrealistisch und abwegig. Um Missverständnisse auszuschließen, soll hier ausdrücklich betont werden, dass mit diesem Szenario kein Idealzustand dargestellt werden soll. Denn ein Idealbild unter Ausschluss menschlichen Handelns wäre in der Tat naiv. Das Extremszenario soll der Erkenntnis dienen, wie sich die Stoffflüsse in einem „intakten“ Ökosystem des Ems-Einzugsgebietes verhalten würden und wie die Systemgrenzen definiert werden können. Wie hoch würde beispielsweise der Nitratgehalt im Oberflächengewässer ohne künstliche Einträge sein? Oder, wie hoch ist der Oberflächenabfluss und der damit verbundene Eintrag von Sedimenten in den Vorfluter?

Die Ergebnisse der Simulation des Extremszenarios könnten die Erwartungen an den gewünschten Sollzustand entscheidend beeinflussen und möglicherweise helfen, den Sollzustand realistisch(er) zu definieren.

### 6.2.1 Vegetation des Extremszenarios

Die potenziell natürliche Vegetation im Untersuchungsgebiet würde mit hoher Wahrscheinlichkeit zu 80 bis 90% aus Wald bestehen. Den größten Anteil würden Laub- bzw. Mischwälder einnehmen. Auf vereinzelt, sandigen und grundwasserfernen Standorten könnte mit Nadelwald gerechnet werden. Die restlichen Flächen bestünden vermutlich aus Sukzessionsflächen und Feuchtgebieten in Überschwemmungsbereichen sowie Nieder- und Hochmooren (vgl. BORK et al., 1998).

Für die Datengrundlage der Landnutzung muss eine neue ArcView-Shape-Datei erstellt werden. Diese wird zunächst als durchgängige Mischwaldfläche ausgewiesen. Anschließend wird ein Feuchtgebiets-Shape erstellt. Hierzu werden die Niedermoorflächen und Auenböden der BÜK1000 vereinigt und als Feuchtgebiete deklariert. Schlussendlich müssen die beiden Shapes noch miteinander verschnitten werden. Der Feuchtgebietsanteil beträgt 15,7%. Nach der HRU-Generierung wird der Anteil der Feuchtgebiete auf 15,2% reduziert. Im Waldmodul von SWAT sind bisher leider nur drei verschiedene

Waldarten realisiert: Laub-, Nadel- und Mischwald. Eine Differenzierung des Waldes kann bedauerlicherweise nicht vorgenommen werden. So kann beispielsweise nicht zwischen einem typischen Auwald und einem Buchen-Eichen-Mischwald unterschieden werden. Hier liegen in diesem Fall die Grenzen des Modells. Bei der Modellierung des Extremszenarios wurde die Waldart Mischwald (FRST) verwendet.

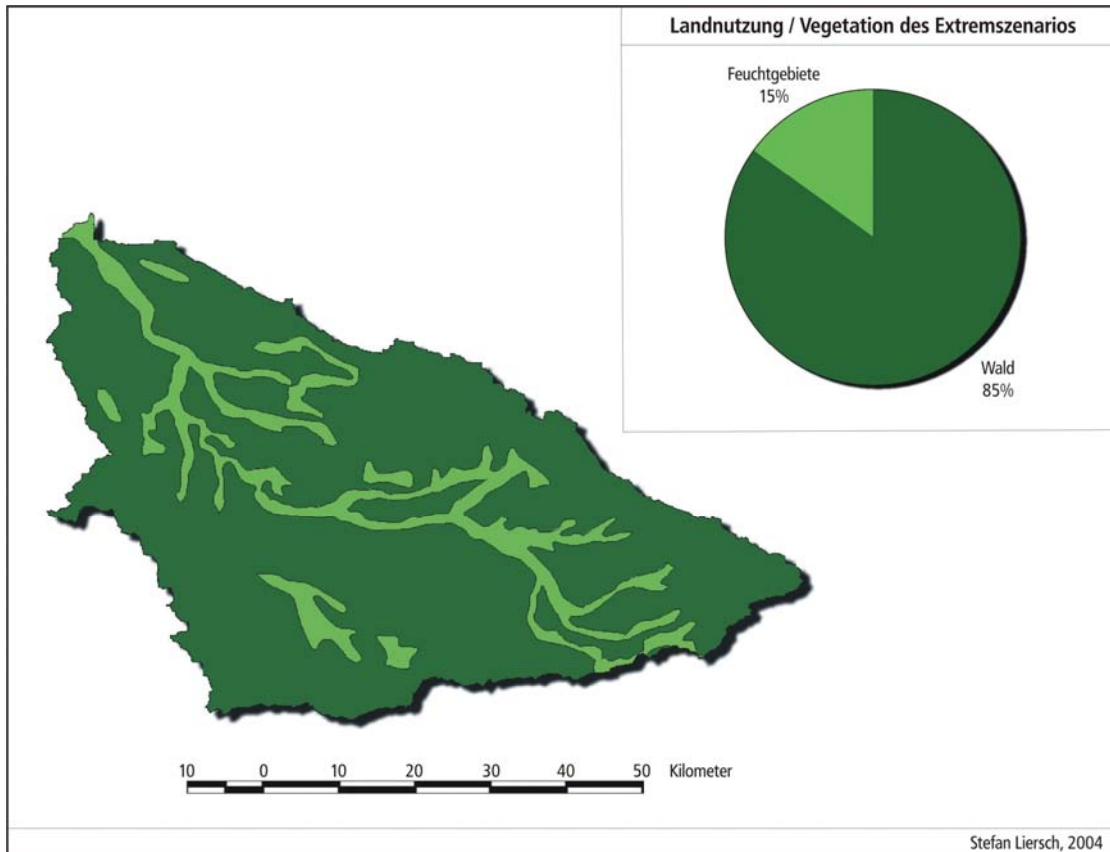


Abb. 6-1: Vegetation des Extremszenarios

### 6.2.2 Bodentypen des Extremszenarios

Die Entwicklung der Böden im Untersuchungsgebiet hätte ohne anthropogene Nutzung einen anderen Verlauf genommen. Ausgehend von der Tatsache, dass es sich hauptsächlich um „Waldböden“ handeln würde, wäre zum einen der Humusgehalt und die Streuauflage wesentlich höher und es würden sich – aufgrund des geringen Anteils von Sickerwasser, eines vermutlich anderen pH-Wertes, einer anderen Zusammensetzung des Edaphons etc. – andere Verlagerungsprozesse vollziehen.

Eine Rekonstruktion der Bodengenese unter ursprünglichen Verhältnissen kann im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht durchgeführt werden. Aus diesem Grund werden nur leichte Modifizierungen der vorliegenden Bodendaten (BÜK 1000) vorgenommen. Die Flächen stark anthropogen beeinflusster Bodentypen des Untersuchungsgebietes werden den angrenzenden nicht stark anthropogenen Bodentypen zugeordnet. Das betrifft hauptsächlich diejenigen Areale, die sich unter Siedlungen entwickelt haben.

### 6.2.3 Natürlichkeitsgrad des Gewässers

Mit Hilfe der Parameter für die Gewässermorphologie wird versucht, einen natürlichen Gewässerlauf nachzuahmen. Dies geschieht über die Erhöhung des Rauigkeitsbeiwertes und die Verlängerung des Gewässerlaufes auf Teileinzugsgebietsebene. Der Rauigkeitsbeiwert wurde auf 0,06 erhöht. Bei der Modellierung des Ist-Zustandes betrug dieser in den meisten Teileinzugsgebieten 0,044. Der Gewässerlauf wurde insgesamt um ca. 20%, im Gegensatz zur aktuellen (digitalisierten) Ems, erhöht.

### 6.2.4 Klimadaten des Extremszenarios

Es wird mit den selben Klimadaten modelliert wie für die anderen Szenarien auch. Somit bleibt die Vergleichbarkeit gegeben. Verwendet wird die Zeitreihe zwischen den Jahren 1985 und 2000.

### 6.2.5 Ergebnisse des Extremszenarios

Der simulierte Wasser- und Stoffhaushalt verhält sich unter quasi natürlichen Bedingungen ohne anthropogenen Einfluss, wie erwartet, völlig anders als im menschlich geprägten Landschaftssystem (siehe Tabelle 6-1). Der Gesamtgebietsabfluss des Extremszenarios ist um ca. 7% geringer als der aktuelle Abfluss. Die signifikantesten Unterschiede sind beim Oberflächenabfluss zu verzeichnen. Im Extremszenario ist dieser nahezu gleich Null, das bedeutet, der Gesamtgebietsabfluss wird fast ausschließlich durch den Basisabfluss gespeist. Der Anteil des Basisabflusses am Gesamtabfluss beträgt knapp 99% und ist um ca. 30% höher als im aktuellen Landschaftsökosystem. Die Differenz (3,9 mm/a) zwischen der Summe aus Basisabfluss und Oberflächenabfluss ist dem lateralen Abfluss zuzuordnen. Die Evapotranspiration liegt 10% über den aktuellen Verdunstungswerten.

Die simulierten Stickstoffkonzentrationen sind im nicht anthropogen beeinflussten Untersuchungsgebiet sehr gering. Die Nitrat- und Gesamt-Stickstoffkonzentrationen betragen nur 0,1 mg N / l.

Tab. 6-1: Die Wasser- und Stoffhaushaltsparameter des Extremszenarios

	Wasserhaushalt				Stoffhaushalt				
	GGA [mm/a]	OA [mm/a]	BA [mm/a]	ET <sub>a</sub> [mm/a]	org. N [mg/l]	NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	NO <sub>2</sub> -N [mg/l]	N <sub>ges.</sub> [mg/l]
Ist-Zustand	377.5	121.6	266.2	400.7	0.26	5.41	0.21	0.09	5.98
Extremszen.	349.9	0.4	345.6	440.3	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1
% Ist-Zustand	- 7.3	- 99.7	+ 29.8	+ 9.9	- 100.0	- 98.2	- 100.0	- 100.0	- 98.3

GGA = Gesamtgebietsabfluss, OA = Oberflächenabfluss, BA = Basisabfluss, ET<sub>a</sub> = aktuelle Evapotranspiration

% Ist-Zustand = prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand

**Fazit: Die aktuellen Stickstoffkonzentrationen in der Ems liegen am Pegel Rheine bei bis zu knapp 10 mg N<sub>ges.</sub> / l (vgl. NLWK, 2001) und resultieren im Modell fast ausschließlich aus der anthropogenen Nutzung.**

### 6.3 WRRL-Szenario

Das Anliegen dieses Szenarios ist es, eine Landnutzungssituation mit entsprechenden Bewirtschaftungsmethoden zu ermitteln, in der die Umweltstandards der EG-Wasserrahmenrichtlinie eingehalten werden. Konkret bedeutet das, dass die Nährstoffkonzentrationen in der Ems die Grenzwerte der chemischen Gewässergüteklasse II nicht überschreiten dürfen. Die Grenzwerte für ausgewählte Nährstoffe (LAWA, 1998) sind in der Tabelle 6-2 dargestellt.

Die aktuellen Stickstoffkonzentrationen sind die Hauptursache für die schlechte chemische Gewässergüte der Ems und der meisten ihrer Nebenflüsse. Betrachtet werden in diesem Zusammenhang die Konzentrationen von: Nitrat-, Nitrit-, Ammonium- und Gesamt- sowie organischem Stickstoff. Eine weitere Belastungsquelle stellt der Eintrag von Pflanzenbehandlungsmitteln dar. Es werden teilweise erhebliche Überschreitungen des Trinkwassergrenzwertes gemessen (vgl. LUA NRW, 2000, S. 182). Die Modellierung des Eintrages der Pestizide wird jedoch aus Gründen des Umfangs der Arbeit nicht durchgeführt. Der Phosphoreintrag kann ebenfalls in SWAT simuliert werden, die Verlagerung ist aber aufgrund der hohen Immobilität fast ausschließlich an den Sedimenttransport geknüpft. Da keine Daten für die Kalibrierung des Sediments zur Verfügung stehen, wird deshalb auf die Modellierung des Phosphoreintrags verzichtet. Aus chemischen Gewässergütekarten geht hervor, dass die Phosphorkonzentration in der Ems ohnehin in den Grenzen der chemischen Güteklasse II liegt (vgl. NLWK, 2001). Aufgrund des geringen Industrialisierungsgrades des Untersuchungsgebietes sind die Belastungen durch Schwermetalle und industriespezifische Chemikalien relativ gering. Geringfügige Überschreitungen der Zielvorgaben sind nur für die Elemente Cadmium und Zink zu verzeichnen (vgl. LUA NRW, 2000, S. 182).

**Tab. 6-2:** Grenzwerte für Stickstoffverbindungen der Güteklasse II (LAWA 1998)

Stoffname	Konzentration [mg/l]
Gesamt-Stickstoff	≤ 3,0
Nitrat-Stickstoff	≤ 2,5
Nitrit-Stickstoff	≤ 0,1
Ammonium-Stickstoff	≤ 0,3

#### 6.3.1 Vorgehensweise bei der Modellierung des WRRL-Szenarios

Die chemische Gewässergüte der Ems entsprach in den vergangenen Jahren, aufgrund der hohen Stickstoffkonzentrationen, den Güteklassen III (erhöhte Belastung) bzw. IV (hohe Belastung) (vgl. NLWK, 2001). Die Stickstoffkonzentrationen müssen also zwangsläufig reduziert werden. Zudem muss der Gewässercharakter und das Gewässerumfeld durch Rückbaumaßnahmen natürlicher gestaltet werden, da auch die Strukturgüte der Ems nicht den ökologischen Anforderungen entspricht (siehe Kapitel 3.2.2).

Zur Verringerung der Nährstoffeinträge in das Gewässersystem wird in erster Linie die ackerbaulich genutzte Fläche zu Gunsten der Grünland- und Waldflächen reduziert. Außerdem werden Extensivierungsmaßnahmen ergriffen, die durch verminderte Düngergaben den direkten Nährstoffinput ins Ökosystem reduzieren. Verkürzte Brachzeiten sollen hemmend auf den Nährstoffaustrag mit dem Ober-



flächenabfluss wirken. Weitere Anpassungen werden durch die Veränderung der Parameter des Gewässernetzes erfolgen. Hier gibt es verschiedene Einstellungsmöglichkeiten, die den Natürlichkeitsgrad des Gewässers repräsentieren. Als Beispiel sei hier der Rauigkeitsbeiwert des Gewässerbettes erwähnt. Flussbegradigungen, die zu einer erhöhten Abflussgeschwindigkeit beitragen, werden über den Parameter der Länge des Fließgewässers im Teileinzugsgebiet korrigiert.

Im WRRL-Szenario werden sämtliche Maßnahmen durchgeführt, die zur Einhaltung der Umweltstandards nötig sind. Wirtschaftliche oder soziale Aspekte werden nicht berücksichtigt. Das Szenario soll allein aus der Perspektive des Naturhaushaltes darstellen, welche Schritte mindestens nötig wären, um die Umweltziele zu erreichen. Die Maßnahmen werden dabei schrittweise eingeführt. Nach jedem Szenario werden die Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt ausgewertet und tabellarisch dargestellt. Die Maßnahmen vorangegangener Szenarien sind in den Folge-Szenarien integriert. Um die Effektivität der einzelnen Maßnahmen besser beurteilen zu können, wird in der Tabelle jedes Szenarios nicht nur die prozentuale Veränderung der beobachteten Wasser- und Stoffhaushaltsparameter gegenüber dem simulierten Ist-Zustand dargestellt (Spalte: % Ist-Zustand), sondern auch die prozentuale Veränderung gegenüber dem vorherigen Szenario (Spalte: % vorher). Zur besseren Veranschaulichung wird die Landnutzungssituation für jedes Szenario in einem Kreisdiagramm und die Konzentrationen der Stickstoffparameter in einem Balkendiagrammen dargestellt.

### 6.3.2 Wasser- und Stoffhaushalt des simulierten Ist-Zustandes

Damit ein besserer Vergleich zwischen den Szenarien und dem Ist-Zustand hergestellt werden kann, werden hier die Landnutzungsdaten und die Parameter des Wasser- und Stoffhaushaltes in zwei Diagrammen und einer Tabelle dargestellt.

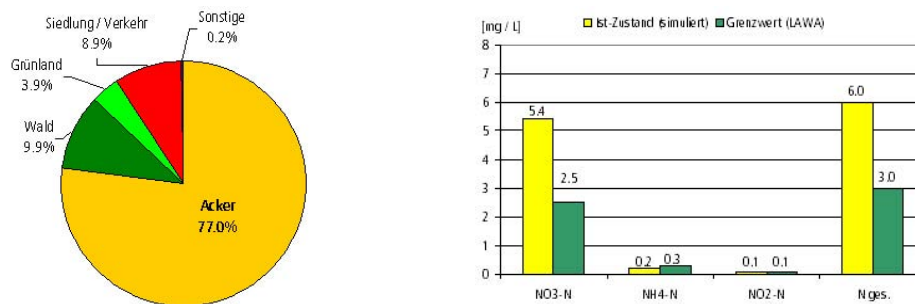


Abb. 6-2: Landnutzung und Stickstoffkonzentrationen des simulierten Ist-Zustandes

Tab. 6-3: Die Wasser- und Stoffhaushaltsparameter des simulierten Ist-Zustandes

	Wasserhaushalt				Stoffhaushalt				
	GGA [mm/a]	OA [mm/a]	BA [mm/a]	ET <sub>a</sub> [mm/a]	org. N [mg/l]	NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	NO <sub>2</sub> -N [mg/l]	N <sub>ges.</sub> [mg/l]
<b>absolut</b>	377.5	121.6	266.2	400.7	0.26	5.41	0.21	0.09	5.98

GGA = Gesamtgebietsabfluss, OA = Oberflächenabfluss, BA = Basisabfluss, ET<sub>a</sub> = aktuelle Evapotranspiration

### 6.3.3 Szenario 1: Umwandlung von Ackerflächen in Grünland

Die erste Maßnahme, die aus Sicht des Gewässerschutzes sehr nahe liegend ist, ist die Umwandlung gewässernaher Ackerflächen in Grünland. Hierzu wurden zunächst aus der Bodenkarte die gewässernahen Feuchtstandorte lokalisiert und in ein Shape-File überführt. Ausgewählt wurden folgende Bodentypen: *Auenregosol aus sandigen Flusssedimenten*, *Auenboden (Auengley, Auenbraunerde) aus lehmigtotonigen Flusssedimenten und Niedermoorflächen*. Sämtliche Ackerflächen, die sich über den genannten Bodentypen befanden, wurden anschließend in Grünlandstandorte umgewandelt. Die als Grünland bewirtschafteten Flächen werden mit Mineraldünger gedüngt und es wird in den Monaten zwischen Mitte April und Mitte August eine Beweidung mit Rindern mit einer Besatzdichte von 2,6 GV durchgeführt.

Diese Maßnahme hatte eine Reduzierung der Ackerflächen von ca. 77% auf 64,4% der Gesamtfläche zur Folge. Die Grünlandstandorte wurden von 3,5% auf 16,5% ausgedehnt. Die Waldflächen besitzen weiterhin einen Flächenanteil von 9,9% und die Siedlungsflächen einen Anteil von knapp 9%. Zur Flächenverteilung der Landnutzung dieses Szenarios siehe Abbildung 6-3.

#### Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt

Durch den Umbruch von 16,4% der Ackerflächen in beweidetes Grünland wurde der Stickstoffeintrag ins Gewässer nur geringfügig reduziert. Die Gesamt-Stickstoffkonzentration nahm um 1,5% und die Nitrat-Stickstoffkonzentration um 0,7% ab. Erwartet wurde eine stärkere Reduzierung der Stickstoffkonzentrationen durch diese Maßnahme. Warum die Erwartungen nicht erfüllt wurden, kann zum einen damit zusammenhängen, dass durch das HRU-Konzept die räumliche Lage nicht erfasst wird. Logischerweise wird von einer Maßnahme, die unmittelbar in Gewässernähe stattfindet, ein größerer Einfluss auf den Stoffeintrag erwartet, als von einer Maßnahme, die sich nicht in Gewässernähe befindet. Zum anderen sind die Stoffeinträge des intensiv genutzten Grünlandes durch die eingestellten Management-Operationen etwas höher als die des konventionellen Ackerbewirtschaftungsszenarios. Aus dieser Sicht könnte es also bedeuten: Trotz des erhöhten Stoffeintrages wurden die Stickstoffkonzentrationen im Gewässer reduziert.

Der Umbruch von Acker- in Grünland wirkte sich auch auf den Wasserhaushalt aus. Der Gesamtgebietsabfluss wurde um 3,8% und der Oberflächenabfluss um 13,8% reduziert. Der Basisabfluss erhöhte sich um 0,6% und die Evapotranspiration nahm um 3,2% zu.

**Tab. 6-4:** Auswirkung des Szenarios 1 auf den Wasser- und Stoffhaushalt (absolute Werte sowie prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand)

	Wasserhaushalt				Stoffhaushalt				
	GGA [mm/a]	OA [mm/a]	BA [mm/a]	ET <sub>a</sub> [mm/a]	org. N [mg/l]	NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	NO <sub>2</sub> -N [mg/l]	N <sub>ges.</sub> [mg/l]
<b>absolut</b>	363.2	104.8	267.7	413.4	0.2	5.4	0.19	0.08	5.89
<b>% Ist-Zustand</b>	- 3.8	- 13.8	+ 0.6	+ 3.2	-7.6	- 0.7	- 10.5	- 9.8	- 1.5

GGA = Gesamtgebietsabfluss, OA = Oberflächenabfluss, BA = Basisabfluss, ET<sub>a</sub> = aktuelle Evapotranspiration

% Ist-Zustand = prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand

Während die absoluten Werte des Ammonium- und Nitrit-Stickstoffs nach diesem Szenario den Zielvorgaben entsprechen, liegen die Parameter Nitrat-Stickstoff und Gesamt-Stickstoff noch weit über ihren Grenzwerten.

### 6.3.4 Szenario 2: Grünlandextensivierung

Während im vorigen Szenario die Grünlandflächen intensiv genutzt wurden (2,6 GV / ha + Mineraldüngung), wird in diesem Szenario eine Grünlandextensivierung gemäß den Auflagen des Kulturlandschaftsprogramms von Nordrhein-Westfalen durchgeführt (vgl. MUNLV, 2001). Die Beweidung findet nur noch mit einer Besatzdichte von 1,4GV statt und die zusätzliche Mineraldüngung wird eingestellt. Die Flächenverteilung der Landnutzungsarten entspricht der des vorherigen Szenarios (siehe Abbildung 6-3).

#### Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt

Die Extensivierung des Grünlandes hat einen größeren Einfluss auf den Stoffeintrag als der Umbruch von Ackerland in intensiv genutztes Grünland. Die Nitrat-Stickstoffkonzentration konnte gegenüber dem vorherigen Szenario um 3,1% und die Gesamt-Stickstoffkonzentration um 2,9% reduziert werden. Auf die Wasserhaushaltsgrößen hatte die Maßnahme keinen Einfluss (siehe Tabelle 6-5).

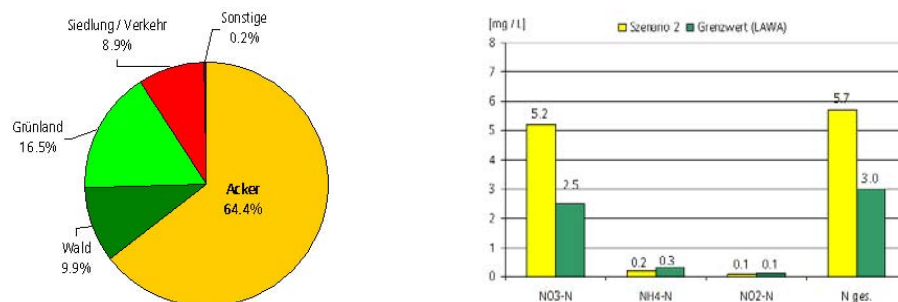


Abb. 6-3: Landnutzung und Stickstoffkonzentrationen der Szenarien 1 und 2

Tab. 6-5: Auswirkung des Szenarios 2 auf den Wasser- und Stoffhaushalt (absolute Werte sowie prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand und dem vorherigen Szenario)

	Wasserhaushalt				Stoffhaushalt				
	GGA [mm/a]	OA [mm/a]	BA [mm/a]	ET <sub>a</sub> [mm/a]	org. N [mg/l]	NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	NO <sub>2</sub> -N [mg/l]	N <sub>ges.</sub> [mg/l]
<b>absolut</b>	363.2	104.8	267.7	413.4	0.24	5.20	0.19	0.08	5.72
<b>% vorher</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	- 3.1	0.0	0.0	- 2.9
<b>% Ist-Zustand</b>	- 3.8	- 13.8	+ 0.6	+ 3.2	- 7.6	- 3.8	- 10.5	- 9.8	- 4.3

GGA = Gesamtgebietsabfluss, OA = Oberflächenabfluss, BA = Basisabfluss, ET<sub>a</sub> = aktuelle Evapotranspiration

% vorher = prozentuale Veränderung gegenüber vorherigem Szenario

% Ist-Zustand = prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand

### 6.3.5 Szenario 3: Umwandlung von Ackerflächen in Nadelwald

Um den Waldflächenanteil zu erhöhen, wurden 17,4% des Ackerlandes (11,2% der Fläche des Untersuchungsgebietes) als Nadelwald deklariert. Hierzu wurden mittels der Bodenkarte ungünstige landwirtschaftliche Standorte ausgewählt. Die Ackerflächen, die sich auf dem Bodentyp *Braunerde-Podsol*

aus trockenen nährstoffarmen Sanden befanden, wurden in Nadelwald umgewandelt. Im Modell SWAT können keine realitätsgetreuen Aufforstungsszenarien durchgeführt werden. Mit anderen Worten, der „neu gepflanzte“ Wald befindet sich nie in einem Aufwuchsstadium, sondern besitzt sofort die naturhaushaltlichen Funktionen eines ausgewachsenen Waldbestandes. Die neue Landnutzungssituation besteht aus 53,2% Acker, 21,1% Wald, 16,5% Grünland und 8,9% Siedlungs- und Verkehrsflächen (siehe Abbildung 6-4).

**Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt**

Durch die Aufforstung von 11,2% der Gesamtfläche, die zuvor ackerbaulich genutzt wurde, konnten die Nährstoffeinträge weiterhin gesenkt werden. Die Werte für Nitrat- und Gesamt-Stickstoff liegen aber noch immer über den Grenzwerten der LAWA (siehe Abbildung 6-4). Erwartungsgemäß hätte die Reduzierung der Stickstoffeinträge wesentlich deutlicher ausfallen müssen. Aus welchem Grund diese Maßnahme nicht den gewünschten Effekt erzielt ist bislang ungewiss.

Der Gesamtgebietsabfluss wurde durch diese Maßnahme um weitere 2,1 % reduziert und die Evapotranspiration um 2,5 % erhöht. Den stärksten Einfluss übte das Aufforstungsszenario auf den Oberflächenabfluss aus, dieser wurde gegenüber dem Szenario 2 um knapp 8 % reduziert (siehe Tabelle 6-6).

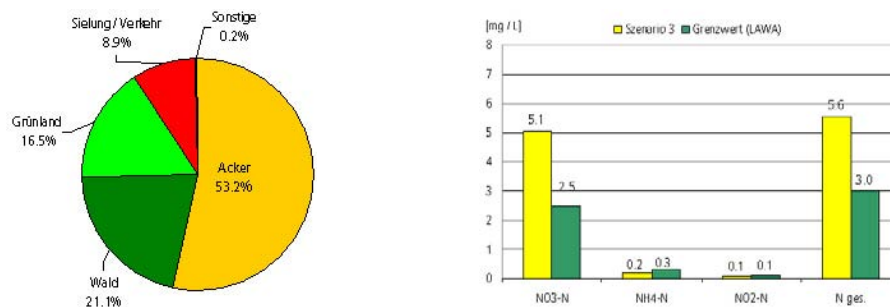


Abb. 6-4: Landnutzung und Stickstoffkonzentrationen des Szenarios 3

Tab. 6-6: Auswirkung des Szenarios 3 auf den Wasser- und Stoffhaushalt (absolute Werte sowie prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand und dem vorherigen Szenario)

	Wasserhaushalt				Stoffhaushalt				
	GGA [mm/a]	OA [mm/a]	BA [mm/a]	ET <sub>a</sub> [mm/a]	org. N [mg/l]	NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	NO <sub>2</sub> -N [mg/l]	N <sub>ges.</sub> [mg/l]
<b>absolut</b>	355.8	96.5	265.7	423.8	0.23	5.06	0.19	0.08	5.56
<b>% vorher</b>	- 2.1	- 7.9	- 0.8	+ 2.5	- 6.1	- 2.7	- 1.1	0.0	- 2.7
<b>% Ist-Zustand</b>	- 5.8	- 20.6	- 0.2	+ 5.8	- 13.3	- 6.4	- 11.5	- 9.8	- 6.9

GGA = Gesamtgebietsabfluss, OA = Oberflächenabfluss, BA = Basisabfluss, ET<sub>a</sub> = aktuelle Evapotranspiration

% vorher = prozentuale Veränderung gegenüber vorherigem Szenario

% Ist-Zustand = prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand

**6.3.6 Szenario 4: Extensivierung von Ackerflächen**

In diesem Szenario wird eine Extensivierung auf ausgewählten Ackerstandorten durchgeführt. Die Auswahl dieser Standorte kann nach verschiedenen Kriterien erfolgen, die gegeneinander abgewogen werden sollten. Zu den Auswahl-Kriterien zählen die Ertragsfähigkeit sowie pedogene Merkmale, die

das Nährstoff-Auswaschungspotenzial charakterisieren. In einem GIS bzw. im Modell lassen sich diese Standorte relativ leicht anhand der Bodenkarte selektieren. Die Umsetzung in der Realität wird jedoch von ganz anderen Faktoren bestimmt. Hier zählen hauptsächlich wirtschaftliche Faktoren bzw. die Bereitschaft der betroffenen Landwirte auf extensive Bewirtschaftungsmethoden umzusteigen.

- 1. Variante:** *Extensivierung auf ertragsschwachen Standorten.* Auf ertragsschwachen, nährstoffarmen Böden muss in der Regel viel gedüngt werden, damit wirtschaftlich produziert werden kann. Im Untersuchungsgebiet handelt es sich hier hauptsächlich um Böden mit einem Sandanteil von über 90%. Das Auswaschungspotenzial ist aufgrund der hohen Durchlässigkeit der Böden relativ hoch. Extensivierungsmaßnahmen auf diesen Standorten versprechen eine hohe Effektivität für den Gewässerschutz, insbesondere als Beitrag zum Grundwasserschutz. Werden diese Standorte extensiv bewirtschaftet, muss jedoch mit hohen Ertragseinbußen gerechnet werden.
- 2. Variante:** *Extensivierung auf (relativ) ertragsfähigen Standorten.* Als ertragsfähige Standorte im Untersuchungsgebiet gelten Böden mit einem relativ geringen Sandanteil. Die Auswaschungsgefahr von Nährstoffen in vertikaler Richtung ist aufgrund der niedrigeren hydraulischen Leitfähigkeit bzw. der geringeren Versickerungs- und Infiltrationsgeschwindigkeit wesentlich geringer als bei reinen Sandböden. Diese Eigenschaften wirken jedoch begünstigend auf die Bildung des Oberflächenabflusses und dem damit verbundenen horizontalen Stoffaustrag. Extensivierungsmaßnahmen auf diesen Standorten hätten vor allem eine Reduzierung der Nährstoffkonzentrationen im oberflächlichen Abfluss zur Folge.
- 3. Variante:** *Standortunabhängige Selektion der extensivierten Ackerflächen (Zufallsprinzip):* Bei dieser Methode werden, unabhängig von Standorteigenschaften, wahllos Ackerflächen im Untersuchungsraum ausgewählt und als extensive Ackerstandorte deklariert. Dieses Vorgehen repräsentiert wahrscheinlich am ehesten die reale Situation. Denn jeder Landwirt entscheidet für sich, ob und auf welchen Flächen er auf extensive Bewirtschaftungsmethoden umsteigt oder nicht. Die Verteilung der extensiv bewirtschafteten Flächen wird in einem Einzugsgebiet natürlicherweise weit gestreut sein.

Die Chancen wirtschaftlich und umweltgerecht zu produzieren stehen, für extensive Bewirtschaftungsmethoden wie dem Ökologischen Landbau, auf Standorten mit hohem Ertragspotenzial wesentlich besser, als auf Böden mit hohem Sandgehalt. Deswegen wird in diesem Szenario bei der Selektion der Extensivierungsstandorte nach der Variante 2 vorgefahren. Ausgewählt wurden Ackerflächen, die sich über dem Bodentyp *Braunerde aus Mergelgesteinen und kalkhaltigen Schottern* befanden. Der Anteil der extensiv bewirtschafteten Ackerfläche beträgt 6,3% an der Gesamtfläche, das entspricht einem Anteil von 11,9% der gesamten Ackerfläche.

Bei der extensiven Ackernutzung im vorliegenden Fall handelt es sich um eine dreijährige Fruchtfolge mit Zwischenfruchtanbau (vgl. FREDE et al., 1999, S. 62). Die Düngung in diesem Szenario wurde auf eine Wirtschaftsdüngermenge von 0,7 GV reduziert.

1. Jahr: Zwischenfrucht aus dem Vorjahr bis Ende März (Winterraps). Anschließend werden Anfang April Zuckerrüben angebaut (Erntetermin: Ende Oktober) Anfang November wird Winterweizen ausgesät.

- 2. Jahr: Der Winterweizen aus dem Vorjahr wird Ende Juli geerntet und anschließend Anfang Oktober Wintergerste gesät.
- 3. Jahr: Die Wintergerste aus dem Vorjahr wird Ende Juni geerntet. Anfang August wird die Zwischenfrucht Raps gesät, die im Folgejahr Ende März geerntet wird.

**Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt**

Die Extensivierungsmaßnahmen auf den ausgewählten Ackerstandorten führten zu einer starken Reduzierung der Stickstoff-Konzentrationen im Gewässer. Der Anteil des Nitrat-Stickstoffs wurde um 8,7% und die Gesamt-Stickstoffkonzentration um 8,1% gegenüber dem vorherigen Szenario reduziert. Die Werte der beiden Stickstoff-Parameter liegen aber noch immer über den Grenzwerten der chemischen Gewässergüteklasse II (siehe Tabelle 6-7 und Abbildung 6-5).

Der Gesamtgebietsabfluss wurde um 0,5% und der Basisabfluss um 3,8% erhöht. Eine Reduzierung erfuhren der Oberflächenabfluss mit 7,7% und die Evapotranspiration mit 0,7%. Die Auswirkungen auf die Wasserhaushaltskomponenten erklären sich hauptsächlich durch die Verringerung der Zeit der brachliegenden Flächen gegenüber den konventionellen Bewirtschaftungsmethoden.

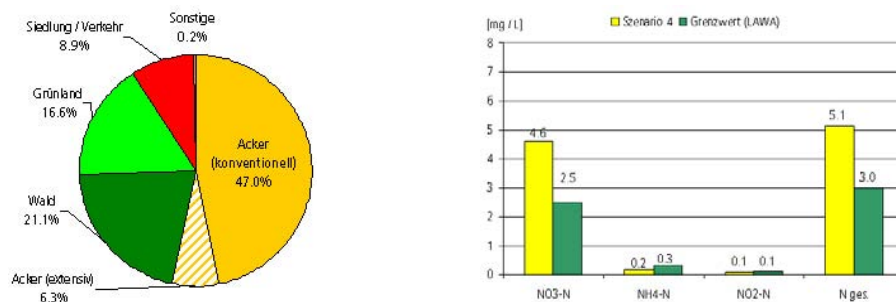


Abb. 6-5: Landnutzung und Stickstoffkonzentrationen des Szenarios 4

Tab. 6-7: Auswirkung des Szenarios 4 auf den Wasser- und Stoffhaushalt (absolute Werte sowie prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand und dem vorherigen Szenario)

	Wasserhaushalt				Stoffhaushalt				
	GGA [mm/a]	OA [mm/a]	BA [mm/a]	ET <sub>a</sub> [mm/a]	org. N [mg/l]	NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	NO <sub>2</sub> -N [mg/l]	N <sub>ges.</sub> [mg/l]
<b>absolut</b>	357.4	89.1	276.0	420.8	0.23	4.63	0.18	0.08	5.11
<b>% vorher</b>	+ 0.5	- 7.7	+ 3.8	- 0.7	- 1.3	- 8.7	- 4.3	- 1.2	- 8.1
<b>% Ist-Zustand</b>	- 5.3	- 26.7	+ 3.6	+ 5.0	- 14.4	- 14.5	- 15.3	- 10.9	- 14.5

GGA = Gesamtgebietsabfluss, OA = Oberflächenabfluss, BA = Basisabfluss, ET<sub>a</sub> = aktuelle Evapotranspiration

% vorher = prozentuale Veränderung gegenüber vorherigem Szenario

% Ist-Zustand = prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand

**6.3.7 Szenario 5: Extensivierung weiterer Ackerflächen**

Die Vorgehensweise bei der Erweiterung der extensivierten Ackerfläche ist identisch mit der im vorherigen Szenario. Ausgewählt wurden Ackerstandorte über dem Bodentyp: *Parabraunerde aus Geschiebelehm*. Die Fläche des extensiv bewirtschafteten Ackerlandes wurde durch diese Maßnahme auf 13% der Gesamtfläche erweitert. Das entspricht einem Anteil von 24,4% der gesamten Ackerflächen. Zur

prozentualen Verteilung der Landnutzungsarten im Untersuchungsgebiet siehe auch Kreisdiagramm in Abbildung 6-6.

### Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt

Wie erwartet, wurde der Stickstoffaustrag durch die zweite Extensivierungsmaßnahme weiter reduziert. Die Nitrat-Stickstoffkonzentration liegt aber noch mit 1,6 mg/l und die Gesamt-Stickstoffkonzentration mit 1,5 mg/l über dem Grenzwert. Der Gesamtgebietsabfluss wurde um 1,7% und der Basisabfluss um 3,6% gegenüber dem vorherigen Szenario erhöht. Der Oberflächenabfluss erfuhr eine Reduzierung um 4,9% und die Evapotranspiration eine Reduzierung um 3,5% (siehe Tabelle 6-8).

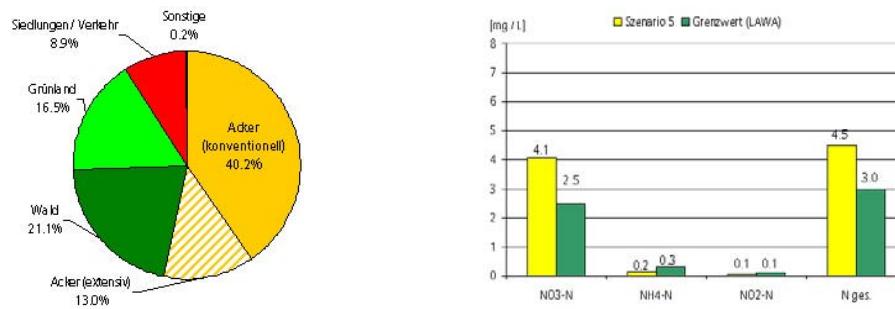


Abb. 6-6: Landnutzung und Stickstoffkonzentrationen des Szenarios 5

Tab. 6-8: Auswirkung des Szenarios 5 auf den Wasser- und Stoffhaushalt (absolute Werte sowie prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand und dem vorherigen Szenario)

	Wasserhaushalt				Stoffhaushalt				
	GGA [mm/a]	OA [mm/a]	BA [mm/a]	ET <sub>a</sub> [mm/a]	org. N [mg/l]	NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	NO <sub>2</sub> -N [mg/l]	N <sub>ges.</sub> [mg/l]
<b>absolut</b>	363.4	84.7	285.6	414.9	0.21	4.06	0.16	0.07	4.51
<b>% vorher</b>	+ 1.7	- 4.9	+ 3.6	- 1.4	- 6.6	- 12.2	- 7.9	- 11.0	- 11.8
<b>% Ist-Zustand</b>	- 3.7	- 30.3	+ 7.3	+ 3.5	- 20.1	- 25.0	- 22.0	- 20.7	- 24.6

GGA = Gesamtgebietsabfluss, OA = Oberflächenabfluss, BA = Basisabfluss, ET<sub>a</sub> = aktuelle Evapotranspiration

% vorher = prozentuale Veränderung gegenüber vorherigem Szenario

% Ist-Zustand = prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand

### 6.3.8 Szenario 6: Implementierung gewässerbaulicher Maßnahmen

Im Zuge des Ems-Auen-Schutzkonzeptes (vgl. StUA, 2002 a) werden gewässerbauliche Maßnahmen zur naturnahen Gestaltung des Gewässerlaufes durchgeführt. Infolge der Begradigungen in der Vergangenheit wurde die Ems stark verkürzt und die Uferbefestigungen verhindern eine dynamische Entwicklung der Ufer- und Auenbereiche. Die Altarme Handorf, Ringemanns Hals und Große Lembek wurden bereits an den Ems-Lauf erfolgreich angeschlossen. Geplant ist der Anschluss des Altarms Saerbeck und eine naturnahe Gestaltung der Ems und Emsaue bei Einen sowie zwischen Greffen und Warendorf. Durch die naturnahe Gestaltung soll die Ems die Möglichkeit bekommen ihre Gewässer- und Auendynamik wieder zu entwickeln.



In diesem Szenario wird angenommen, dass sich durch die genannten Maßnahmen der Ems-Lauf um ca. 10 Kilometer verlängern wird. Demzufolge wird sich durch die veränderte Gewässermorphologie auch der Rauigkeitsbeiwert ändern, der für die umgebauten bzw. sich selbst überlassene Gewässerabschnitte von 0,044 auf 0,06 (Mannings „n“) gesetzt wird. Durch die Aufgabe der Nutzung in diesen Bereichen wird angenommen, dass sich eine Art Filter- bzw. Uferrandstreifen entwickeln wird. In den betroffenen HRU's wird daher die Breite des Filterstreifens (FILTERW) von Null auf 10 Meter gesetzt. Die Parameteränderungen werden in drei Teileinzugsgebieten, jeweils in den HRU's mit dem Bodentyp *Auenboden (Auenregosol) aus sandigen Flusssedimenten* durchgeführt. Die Gewässerabschnitte, die sich selbst überlassen werden, werden komplett aus der Nutzung genommen. Das bedeutet, es werden keine Bewirtschaftungsoperationen auf diesen Flächen durchgeführt. Dem Modell werden lediglich die Informationen über die Vegetationsart und den zugehörigen Parametern der Vegetationsdatenbank (crop.dat) weiter gegeben. Gewählt wurde die Vegetationsart WETL (Wetlands), die am ehesten den Charakter eines Feuchtgebietes repräsentiert.

### Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt

Die Parameteränderung der Gewässermorphologie und Gewässerlänge hatten nur geringe Auswirkungen auf die Stickstoffkonzentrationen in der Ems. Die beobachteten Veränderungen liegen im Hundertstel Bereich und können daher kaum erfasst werden (siehe Tabelle 6-9). Da die Gewässerverlängerung im Verhältnis zur Gesamtlänge des Flusslaufes relativ gering ist, bleibt auch der Effekt der Maßnahme minimal. Gleiches gilt für den Parameter der Rauigkeit. Hieraus sollte aber nicht geschlossen werden, dass die genannten Maßnahmen generell bzw. in der Realität keinen Beitrag zur Verbesserung der Gewässergüte leisten können.

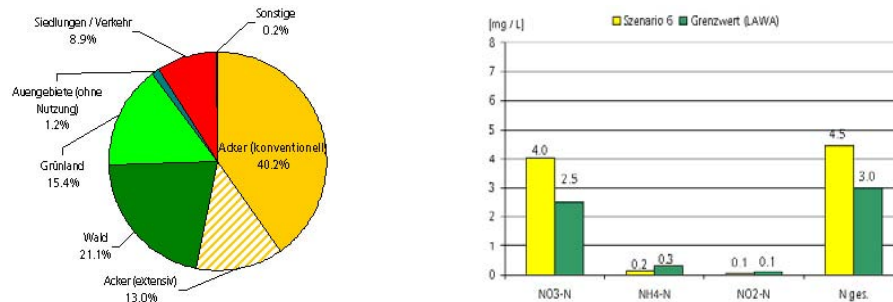


Abb. 6-7: Landnutzung und Stickstoffkonzentrationen des Szenarios 6

**Tab. 6-9:** Auswirkung des Szenarios 6 auf den Wasser- und Stoffhaushalt (absolute Werte sowie prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand und dem vorherigen Szenario)

	Wasserhaushalt				Stoffhaushalt				
	GGA [mm/a]	OA [mm/a]	BA [mm/a]	ET <sub>a</sub> [mm/a]	org. N [mg/l]	NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	NO <sub>2</sub> -N [mg/l]	N <sub>ges.</sub> [mg/l]
<b>absolut</b>	363.7	85.3	285.4	414.6	0.21	4.04	0.16	0.07	4.48
<b>% vorher</b>	+ 0.1	+ 0.6	+ 0.1	- 0.1	- 1.4	- 0.5	- 2.5	- 2.7	- 0.6
<b>% Ist-Zustand</b>	- 3.7	- 29.9	+ 7.2	+ 3.5	- 21.1	- 25.3	- 23.9	- 22.8	- 25.0

GGA = Gesamtgebietsabfluss, OA = Oberflächenabfluss, BA = Basisabfluss, ET<sub>a</sub> = aktuelle Evapotranspiration

% vorher = prozentuale Veränderung gegenüber vorherigem Szenario

% Ist-Zustand = prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand

### 6.3.9 Szenario 7: Aufgabe der Nutzung der Auenbereiche

Nachdem die gewässerbaulichen Maßnahmen des vorherigen Szenarios keinen sichtbaren Beitrag zur Reduzierung der Nährstoffkonzentration in der Ems geleistet haben, werden in diesem Szenario die Extensivierungsmaßnahmen der Auenbereiche fortgesetzt. Die potenziellen Schutzbereiche lassen sich anhand der Bodenkarte hervorragend lokalisieren. Der Bodentyp *Auenboden (Auenregosol) aus sandigen Flusssedimenten* hat sich fast über die gesamte Lauflänge entlang der Ems und der Nebenflüsse entwickelt (siehe Bodenkarte Abbildung 3-1). Diese Standorte, sofern sie nicht zu städtischen Flächen zählen, werden in diesem Szenario mit der Landnutzungsart (WETL) Wetlands bzw. Feuchtgebiete „bewirtschaftet“. Genau genommen werden auf diesen Flächen keine Bewirtschaftungsoperationen durchgeführt, sondern lediglich die Informationen über die spezifischen Vegetationsparameter dem Modell übermittelt. Die im vorigen Szenario durchgeführten Parameteränderungen des Rauigkeitsbeiwertes und des Uferstrandstreifens wurden auf alle Teileinzugsgebiete ausgedehnt. Die Veränderung des Rauigkeitsbeiwertes setzt voraus, dass vorhandene Uferbefestigungen entfernt werden, um die Entwicklung einer Eigendynamik des Gewässers zu ermöglichen. Der Parameter FILTERW, der die Uferstrandstreifen repräsentiert, wurde für alle HRU's mit dem Bodentyp *Auenboden (Auenregosol)* auf 10 Meter gesetzt.

Im Zuge dieser Maßnahme wurde der bewirtschaftete Grünlandanteil von 16,5% auf 8,1% reduziert. Die Feuchtgebietsfläche besitzt einen Anteil von 8,5% an der Gesamtfläche (siehe Abb. 6-8).

#### Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt

Die Wasserhaushaltsparameter wurden durch die Auenextensivierung nicht nennenswert beeinflusst (siehe Tabelle 6-10). Die Stickstoffkonzentrationen in der Ems konnten aber durch diese Maßnahme reduziert werden. Die Nitrat-Stickstoffkonzentration wurde um 3,3% und die Gesamt-Stickstoffkonzentration um 3,4% gegenüber dem vorherigen Szenario gesenkt.

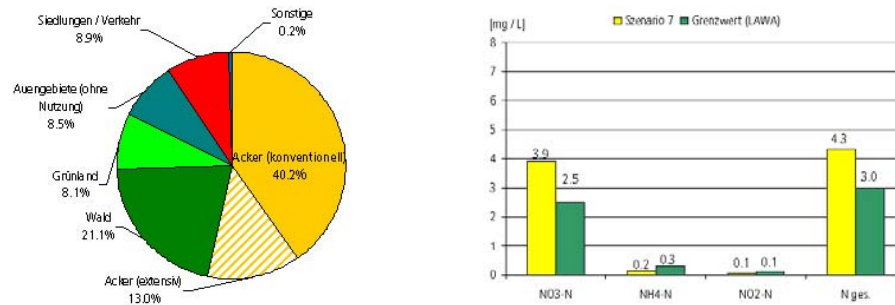


Abb. 6-8: Landnutzung und Stickstoffkonzentrationen des Szenarios 7

Tab. 6-10: Auswirkung des Szenarios 7 auf den Wasser- und Stoffhaushalt (absolute Werte sowie prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand und dem vorherigen Szenario)

	Wasserhaushalt				Stoffhaushalt				
	GGA [mm/a]	OA [mm/a]	BA [mm/a]	ET <sub>a</sub> [mm/a]	org. N [mg/l]	NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	NO <sub>2</sub> -N [mg/l]	N <sub>ges.</sub> [mg/l]
<b>absolut</b>	364.3	85.2	286.1	413.9	0.2	3.91	0.15	0.07	4.33
<b>% vorher</b>	+ 0.2	0.0	+ 0.2	- 0.2	- 8.2	- 3.3	- 0.6	- 1.4	- 3.4
<b>% Ist-Zustand</b>	- 3.5	- 29.9	+ 7.5	+ 3.3	- 27.7	- 27.7	- 24.4	- 23.9	- 27.6

GGA = Gesamtgebietsabfluss, OA = Oberflächenabfluss, BA = Basisabfluss, ET<sub>a</sub> = aktuelle Evapotranspiration

% vorher = prozentuale Veränderung gegenüber vorherigem Szenario

% Ist-Zustand = prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand

### 6.3.10 Szenario 8: Reduzierung der Ackerflächen zu Gunsten der Grünlandflächen

Durch die Extensivierungsmaßnahmen der Auenbereiche wurde der Grünlandanteil drastisch reduziert. In diesem Szenario wird deshalb die Grünlandfläche wieder zu Ungunsten der konventionell bewirtschafteten Ackerfläche erhöht (siehe Abbildung 6-9). Die Auswahl der Ackerstandorte, die in Grünland umgewandelt wurden, wurden nicht standortabhängig selektiert (3. Variante, Kapitel 6.36).

#### Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt

Die Reduzierung der Ackerflächen zu Gunsten der extensiv bewirtschafteten Grünlandfläche (1,4 GV / ha) führte zu einer Reduzierung des Gesamtgebietsabflusses um 0,8% und des Oberflächenabflusses um 12,5%. Der Basisabfluss wurde um 2,2% und die Evapotranspiration um 0,9% erhöht. Der Stickstoffeintrag in das Gewässer wurde durch diese Maßnahme effektiv verringert. Die Nitrat-Stickstoffkonzentration wurde um 12,5% und die Gesamt-Stickstoffkonzentration um 11,5% reduziert.

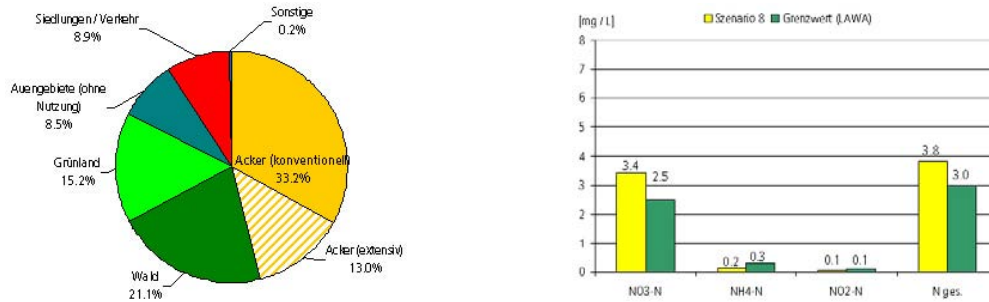


Abb. 6-9: Landnutzung und Stickstoffkonzentrationen des Szenarios 8

Tab. 6-11: Auswirkung des Szenarios 8 auf den Wasser- und Stoffhaushalt (absolute Werte sowie prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand und dem vorherigen Szenario)

	Wasserhaushalt				Stoffhaushalt				
	GGA [mm/a]	OA [mm/a]	BA [mm/a]	ET <sub>a</sub> [mm/a]	org. N [mg/l]	NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	NO <sub>2</sub> -N [mg/l]	N <sub>ges.</sub> [mg/l]
<b>absolut</b>	36.45	74.6	292.4	417.6	0.2	3.42	0.15	0.07	3.83
<b>% vorher</b>	- 0.8	- 12.5	+ 2.2	+ 0.9	0.0	- 12.5	- 4.4	- 2.9	- 11.5
<b>% Ist-Zustand</b>	- 4.2	- 38.7	+ 9.9	+ 4.2	- 27.7	- 36.8	- 27.8	- 26.1	- 35.9

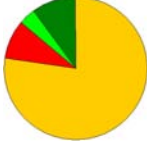


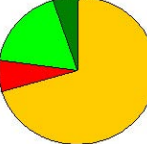











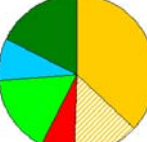
GGA = Gesamtgebietsabfluss, OA = Oberflächenabfluss, BA = Basisabfluss, ET<sub>a</sub> = aktuelle Evapotranspiration

% vorher = prozentuale Veränderung gegenüber vorherigem Szenario

% Ist-Zustand = prozentuale Veränderung gegenüber dem simulierten Ist-Zustand

Der Beitrag des kommunalen Abwassers zur Stickstoffkonzentration in der Ems wurde in den Szenarien durch SWAT regelmäßig überschätzt. Nach eigenen Berechnungen führen die kommunalen Siedlungseinträge zu einer Erhöhung der Gesamt-Stickstoffkonzentration um 1 bis 3 mg N<sub>ges.</sub> / l, abhängig von der jährlichen Niederschlags- und Gesamtabflussmenge (siehe Kapitel 5.8). Im Szenario 8 wird der Ziel-Zustand, die Einhaltung der Grenzwerte für die chemische Gewässergüteklasse II nach LAWA (1998), seitens der Nährstoffeinträge durch die landwirtschaftliche Nutzung erreicht. Die Landnutzungssituation ist in Abbildung 7-1 als Karte abgebildet. Für die dauerhafte Einhaltung der Stickstoff-Grenzwerte, sollten die kommunalen Siedlungseinträge durch technologische Modernisierung der Abwasserkläranlagen minimiert werden.

Tab. 6-12: Flächenanteil der Landnutzungsarten in den Szenarien, Gegenüberstellung Shape-File und SWAT

Szenario	Landnutzung	Flächenanteil in [%]		Differenz	Shape	SWAT
		Shape	SWAT			
<b>Ist-Zustand</b>	Acker (konventionell)	77.0	85.5	8.5		
	Grünland	3.9	2.4	-1.5		
	Wald	9.9	5.2	-4.7		
	Siedlung / Verkehr	8.9	6.9	-2.0		
<b>Szenario 1 + 2</b>	Acker (konventionell)	64.4	70.0	5.6		
	Grünland	16.5	17.7	1.2		
	Wald	9.9	5.2	-4.7		
	Siedlung / Verkehr	8.9	7.0	-1.9		
<b>Szenario 3</b>	Acker (konventionell)	53.2	57.4	4.2		
	Grünland	16.5	17.6	1.1		
	Wald	21.1	17.9	-3.2		
	Siedlung / Verkehr	8.9	7.0	-1.9		
<b>Szenario 4</b>	Acker (konventionell)	46.9	51.8	4.9		
	Acker (extensiv)	6.3	6.0	-0.3		
	Grünland	16.5	17.4	0.9		
	Wald	21.1	17.9	-3.2		
	Siedlung / Verkehr	8.9	6.9	-2.0		
<b>Szenario 5</b>	Acker (konventionell)	40.2	44.2	4.0		
	Acker (extensiv)	12.9	13.8	0.9		
	Grünland	16.5	17.3	0.8		
	Wald	21.1	17.8	-3.3		
	Siedlung / Verkehr	8.9	6.9	-2.0		
<b>Szenario 6</b>	Acker (konventionell)	40.2	44.2	4.0		
	Acker (extensiv)	12.9	13.8	0.9		
	Grünland	15.4	16	0.6		
	Feuchtgebiet	1.2	1.3	0.1		
	Wald	21.1	17.8	-3.3		
	Siedlung / Verkehr	8.9	6.9	-2.0		
<b>Szenario 7</b>	Acker (konventionell)	40.2	44.9	4.7		
	Acker (extensiv)	13.0	14.1	1.1		
	Grünland	8.1	7.4	-0.7		
	Feuchtgebiet	8.5	8.8	0.3		
	Wald	21.1	17.9	-3.2		
	Siedlung / Verkehr	8.9	6.9	-2.0		
<b>Szenario 8</b>	Acker (konventionell)	33.2	36.8	3.6		
	Acker (extensiv)	13.0	13.8	0.8		
	Grünland	15.2	16.1	0.9		
	Feuchtgebiet	8.5	8.7	0.2		
	Wald	21.1	17.7	-3.4		
	Siedlung / Verkehr	8.9	6.9	-2.0		

Acker (konventionell)
  Acker (extensiv)
  Siedlung / Verkehr
  Grünland
  Feuchtgebiete
  Wald

## Kapitel 7

### Fazit

#### 7.1 Bewertung der Modellierung mit SWAT

Die Modellergebnisse des WRRL-Szenarios sind plausibel und entsprechen tendenziell, mit einer Ausnahme (Szenario 3), den Erwartungen. Das Modell SWAT ist sehr gut geeignet, den Einfluss von Landnutzungsänderungen und veränderten Bewirtschaftungsmethoden auf den Wasser- und Stoffhaushalt abzuschätzen. Das agrarhydrologische Modell bietet sehr umfangreiche Einstellungsmöglichkeiten, insbesondere bezüglich des Landnutzungs-Managements. Die Komplexität des Modells hinsichtlich der Datenaufbereitung, der Erstellung der Bewirtschaftungsoperationen und der Auswertung der Ergebnisse erfordert interdisziplinäres Fachwissen in den Geowissenschaften und ein gründliches Studium der umfangreichen Handbücher. Das ArcView-Interface (DI LUZIO et al., 2001) ist im Großen und Ganzen sehr komfortabel und erleichtert dem Anwender die Datenaufbereitung, die Dateneingabe und Manipulation der gebietspezifischen Parameter für das Modell SWAT (Fortran-Programm). Trotz allem gibt es einige kleine Mängel, die den unerfahrenen Nutzer zu Fehleingaben verleiten können. Der Umgang mit dem Interface erfordert daher einige Übung. Abhängig von der Größe des Einzugsgebietes und der Zahl der Teileinzugsgebiete bzw. HRU's kann die Dateneingabe bei der Modellierung verschiedener Szenarien mit unterschiedlichen Landnutzungsdateien einen enormen Zeitaufwand bedeuten. Mit der Zuweisung einer neuen Landnutzungskarte müssen wieder alle gebietspezifischen Parameter neu eingegeben werden. Die Datenaufbereitung jedes Szenarios in dieser Arbeit beanspruchte ungefähr einen halben Arbeitstag. Eventuell wäre es möglich, durch eine effizientere Gestaltung des Interfaces, diese Zeit zu verkürzen. Dagegen läuft die eigentliche Berechnung des Modells (Fortran-Programm) sehr schnell. Eine Simulation mit täglichen Daten einer fünfzehnjährigen Zeitreihe, 33 Teileinzugsgebieten und 357 HRU's benötigt lediglich fünf Minuten.

Kenntnisse der Programmiersprache Fortran sind zwar nicht vonnöten, erleichtern jedoch bei intensiver Beschäftigung mit dem Modell das Prozessverständnis und ermöglichen Modifikationen oder die Anpassung des Modells an spezifische Eigenschaften des Untersuchungsgebietes (vgl. ECKHARDT et al., 2002).

## 7.2 Grenzen der Modellierung mit SWAT

Während flächenbezogene Veränderungen im Untersuchungsgebiet gut modellierbar sind, können Umwelt-Maßnahmen, die sich eher durch linienhafte Strukturen auszeichnen, nicht oder nur schwer umgesetzt werden. Eine Landnutzungsänderung auf Fläche A kann leicht dargestellt werden. Hierbei müssen lediglich neue Bewirtschaftungs- und Vegetationsparameter der entsprechenden Fläche bzw. den HRU's zugeordnet werden. Schwierigkeiten entstehen jedoch beispielsweise bei der Umsetzung von Ufer- oder Ackerrandstreifen. Es kann zwar eine Filterwirkung dieser Streifen durch den Parameter FILTERW implementiert werden, dieser fungiert aber ausschließlich als physikalische Barriere für den Stofftransport mit dem Oberflächenabfluss. Die komplexen Wechselwirkungen (Akkumulations-, Verlagerungs- und Stoffumwandlungsprozesse), die in diesen Arealen auftreten, werden nicht berücksichtigt, was jedoch nicht zuletzt eine Frage der verwendeten Skalenebene ist.

Umwelt-Maßnahmen wie beispielsweise der Biotopverbund, die in gewisser Weise einen holistischen Ansatz verfolgen, lassen sich ebenso schwer im Modell realisieren wie linienhafte Strukturen. Der Biotopverbund soll das Landschaftsökosystem stabilisieren und diversifizieren, um in den Agrarlandschaften als Puffer und Refugium zu wirken. Die Vernetzung eines Biotopverbundsystems besitzt hauptsächlich für die wildlebende Flora und Fauna wertvolle Durchdringungs-, Überbrückungs- und Stabilisierungsfunktionen (vgl. LESER, 1998, *Biotopverbundsystem*). Über die Landnutzungskarte kann zwar ein Biotopverbund hergestellt werden, die beschriebenen Funktionen dieses Verbundsystems werden aber vom Modell nicht erfasst. Vorrangige Bedeutung besitzt der Flächenanteil der einzelnen Landnutzungsarten. Ähnliches gilt für Biotop-Pflegemaßnahmen, die einen wertvollen Beitrag zum Erhalt der Natur und der Umwelt leisten. Der Wert dieser Maßnahmen lässt sich jedoch in dieser Hinsicht nicht parametrisieren.

Die Ergebnisse des siebten Szenarios (Aufgabe der Nutzung der Auenbereiche) zeigten, dass der Flächenbezug einer Umwelt-Maßnahme nicht die einzige Bedingung ist, um im Modell realisiert werden zu können. Gewässerspezifische Parameteränderungen ermöglichten hier die Umsetzung von Rückbaumaßnahmen des Ufers (über den Rauigkeitsbeiwert, Mannings „n“) und den Anschluss von Altarmen (über die Gewässerlänge im TEZG) auf Modellebene.

Da es sich bei SWAT in erster Linie um ein agrarhydrologisches Modell handelt, wurden bislang die naturhaushaltlichen Funktionen eines Waldbestandes vernachlässigt. Für die Modellierung von Flusseinzugsgebieten in Mitteleuropa, wo der Waldflächenanteil oft dominierend ist, wäre ein verbessertes Waldmodul mit Aufforstungs- und Abholzungszenarien erforderlich. Nach Aussagen der SWAT-Entwickler wird derzeit an einem verbesserten Waldmodul sowie einem verbesserten HRU-Konzept (VOLK ET AL., 2004) gearbeitet.



### 7.3 Schlussfolgerungen

Die unzureichende chemische Gewässergüte der Ems ist nur ein Argument unter vielen, das gegen die aktuelle Bewirtschaftungsform des Untersuchungsgebietes spricht. Der Zustand der Ems hinsichtlich der Nähr- und Schadstoffkonzentrationen (vgl. LUA NRW, 2000, S. 177 ff.) lässt die Vermutung zu, dass eine Landnutzungssituation mit fast 80 % landwirtschaftlicher Nutzung nicht umweltverträglich und erst recht nicht nachhaltig ist. Durch den massiven anthropogenen Stoffeintrag über die Düngung, Pflanzenbehandlung und über die Einleitung kommunaler und industrieller Abwässer ist das Landschaftsökosystem des Untersuchungsgebietes weit von einem annähernd geschlossenen Stoffkreislauf entfernt. Verschärft wird diese Problematik durch das hohe Auswaschungspotenzial für Nähr- und Schadstoffe durch die im Untersuchungsgebiet dominierenden nährstoffarmen Bodentypen mit hohem Sandgehalt. Eine auf Ertrag ausgerichtete Ackerbewirtschaftung erfordert unter diesen Verhältnissen beinahe zwangsläufig eine hohe Nährstoffzufuhr über die Düngung. Die Landwirte der Region scheinen also vor dem Dilemma zu stehen, entweder umweltgerecht zu wirtschaften und mit geringen Düngemengen Ertragsverluste in Kauf zu nehmen oder aber umweltschädigend zu wirtschaften, um mit hohen Düngemengen – und hohen Stoffausträgen – bessere Erträge zu erzielen. Mit erhöhten Forschungsinvestitionen in die Untersuchung unterschiedlicher Düngetechniken und einer gezielten Schulung der Landwirte könnte das Prinzip der Überschusdüngung vielleicht vermieden oder zumindest eingedämmt werden. Klar ist, dass eine Reduzierung der Ackerflächen nicht der einzige Weg sein kann, den Nährstoffeintrag bzw. Nährstoffaustrag zu reduzieren. Vielmehr muss ein Umdenken in den Bewirtschaftungsmethoden stattfinden (Extensivierung). Aus der Sicht des Natur- und Gewässerschutzes ist eine radikale Umstrukturierung bezüglich der Landnutzung der gesamten Region unausweichlich. Der anthropogene Stoffinput durch Düngeoperationen stellt außerdem eine nicht-modellspezifische Unsicherheit dar. Die Menge des verabreichten Wirtschaftsdüngers lässt sich zwar anhand der Viehbesatzdichte regional quantifizieren, aus Gründen des Datenschutzes sind die Landwirte aber nicht verpflichtet die zusätzlich zum Wirtschaftsdünger verabreichte Menge mineralischen Düngers auszuweisen. Bei der Erstellung der Dünge Szenarien kann sich der Modellierer schlussendlich nur auf die Empfehlungen der Landwirtschaftskammer berufen, die die Standards der „guten landwirtschaftlichen Praxis“ vorgibt. Ob sich die Landwirte letztendlich an diese Empfehlungen halten kann nicht nachvollzogen werden. Aus der Sicht des Umweltschutzes wäre in dieser Hinsicht mehr Transparenz wünschenswert.

Zusätzlich zum anthropogenen Stoffeintrag gesellt sich die Problematik der Gewässerstruktur. Wie bereits im dritten Kapitel dieser Arbeit ausführlich beschrieben wurde, ist die Ems auf langen Strecken staureguliert, eingedeicht und wurde vielerorts begradigt. Die Entwicklung einer Eigendynamik des Gewässers und der Auenbereiche ist stark eingeschränkt. Aus diesen Maßnahmen resultiert außerdem eine Verschlechterung der Selbstreinigungskraft des Flusses, die sich einerseits durch die erhöhte Fließgeschwindigkeit aufgrund der Begradigungen und andererseits aus dem Stillgewässercharakter (vgl. LUA NRW, 2001) in den aufgestauten Bereichen erklären lässt. In den aufgestauten Gewässerabschnitten kommt es, ähnlich wie in Stillgewässern, zu einer verstärkten Sedimentation der Schwebstoffe (vgl. LUA NRW, 2001; UBA 1998). Das bedeutet unter anderem, dass diese Nährstoffsinken gleichzeitig auch Emittenten sind, die über Rücklösungsprozesse Nährstoffe an das Gewässer abgeben (zu Rücklösungsprozessen aus dem Sediment siehe auch SCHWOERBEL, 1999; LAMPERT et al., 1999). Aufgrund der verringerten Fließgeschwindigkeit und der physikalischen Barrieren wird die Sedimentfracht des Flusses

hinter den Stauanlagen stark reduziert. Die in den Staubereichen abgelagerten Sedimente stehen dann an anderer Stelle nicht mehr zur Verfügung, beispielsweise für die Bodenbildung in den Auenbereichen „ehemaliger“ Überschwemmungsgebiete. Außerdem kommt es in gestauten Fließgewässerabschnitten zu einer Erhöhung der Wassertemperatur (vgl. UBA, 1998), die zu einer erhöhten Algenbildung und einer erhöhten Eutrophierungsgefahr beitragen können. Die Artenzusammensetzung wird durch Stauanlagen meist zu Ungunsten der „wertvollen“ Arten beeinflusst (vgl. UBA, 1998; BMZ, 1984) und bei Abwesenheit von Aufstiegsanlagen stellen Wehre und Staudämme unüberwindbare Hindernisse für wandernde Arten dar. Die Liste der Auswirkungen von Stauanlagen auf die Gewässerökologie und das Gewässerumfeld ist hiermit noch lange nicht abgeschlossen, aber es wird deutlich, dass ein Rückbau der verbauten und regulierten Gewässerabschnitte in Angriff genommen werden muss. Mit dem Ems-Auen-Schutzkonzept (StUA, 2002 a) wurde bereits ein wichtiger Schritt in diese Richtung getan.

Im Gewässergütebericht 2000 (LUA NRW, 2000, S. 177 ff.) wird beschrieben, dass die Landwirtschaft der Hauptverursacher der Nitratbelastung der Ems ist und dass dank der Fortschritte in der Technik die Denitrifikation in den Kläranlagen stattfindet und somit der durch die Landwirtschaft verursachte Nitrat austrag zunehmend an Bedeutung gewinnt. Diese Aussage besitzt zweifelsohne ihre Berechtigung, klingt aber gleichzeitig nach Legitimation für die noch ungenügende Stickstoffeliminierung der Kläranlagen. Wie im Kapitel 5.8.1 erläutert wurde, ist der Beitrag kommunaler Abwässer zur Gesamtstickstoffkonzentration in der Ems keineswegs gering. In niederschlagsarmen Jahren geht bereits ungefähr 1 mgN/l der Gesamtstickstoffkonzentration der Ems auf das Konto des Abwassers. Angesichts des von der LAWA festgelegten Grenzwertes für die chemische Gewässergüteklasse II von 3 mgN/l, beträgt der Beitrag des Abwassers, im Jahresmittel, bis zu einem Drittel der zulässigen Stickstoffkonzentration. Vor dem Hintergrund reduzierter Stickstoffausträge durch die Landwirtschaft (wie im WRRL-Szenario demonstriert wurde) gewinnt nun wiederum die ungenügende Stickstoffeliminierung der Klärwerke an Bedeutung. In Anbetracht des relativ hohen Beitrags des Abwassers an der Stickstoffbelastung der Gewässer sollte also über eine verbesserte Stickstoffeliminierung nachgedacht werden.

Während für die Kalibrierung des Wasserhaushaltes eine solide Datengrundlage verschiedener Pegelmessstellen zur Verfügung stand, mangelte es an Daten zur Kalibrierung des Stoffhaushaltes. Ob tägliche Messungen stofflicher Daten existieren oder ob lediglich die Verfügbarkeit dieser Daten für Dritte erschwert ist, ist dem Autor bislang verborgen geblieben. Für den Fall, dass keine Daten in täglicher Auflösung existieren, sei hier auf die Auflagen der EG-Wasserrahmenrichtlinie verwiesen, die auch ein Monitoring der Flussgebietseinheiten erfordert. Ohne Daten kann kein Monitoring durchgeführt werden. Hier besteht also Nachholbedarf bzw. sollte die Verfügbarkeit dieser Daten für Forschungseinrichtungen gewährleistet werden.

## 7.4 Handlungsempfehlungen / Handlungsbedarf

Auf dem nordrhein-westfälischen Einzugsgebiet der Ems lastet ein enormer Handlungsdruck. Der Weg bis zur Erreichung der Umweltqualitätsziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie ist weit. Anhand der potenziellen Ziel-Situation (WRRL-Szenario, Abbildung 7-1), bei der drastische Veränderungen der Landnutzungssituation vorgenommen wurden, wird deutlich, wie groß der Handlungsbedarf in der Region ist.

Weiterhin wurde hiermit demonstriert, wie wenig die aktuelle Landnutzungs- und Bewirtschaftungssituation im Einklang mit der Natur steht.

Mit der Modellierung des WRRL-Szenarios wurde ein möglicher Ziel-Zustand definiert, bei dem die Stickstoffkonzentrationen im Gewässer den Vorgaben der LAWA entsprechen. Dieser potenzielle Ziel-Zustand sollte als Beispiel bzw. Richtwert und nicht als Empfehlung für eine mögliche Landnutzungssituation im Untersuchungsgebiet aufgefasst werden. Im Vordergrund der Untersuchungen stand hier die Reduzierung des Stoffeintrages durch die Landwirtschaft. Das betraf zum einen die Reduzierung des Flächenanteils der ackerbaulich genutzten Fläche und zum anderen die Reduzierung des Stoffeintrages über veränderte Bewirtschaftungsmethoden. Das Ergebnis zeigt also nur ein Beispiel für eine mögliche Landnutzungsverteilung, bei der die Umweltstandards bezüglich der Stickstoffkonzentrationen in der Ems eingehalten werden. Die Einhaltung dieser Grenzwerte ist aber auch mit zahlreichen anderen Versionen der Landnutzungsverteilungen denkbar. Beispielsweise könnte die Waldfläche nicht nur 21%, sondern 33% der Landfläche, wie im europäischen Mittel, betragen und dafür der Grünlandanteil reduziert werden usw. In einem Punkt werden jedoch sämtliche Szenarien übereinstimmen: *Die ackerbaulich genutzte Landfläche muss drastisch reduziert werden und weitreichende Extensivierungsmaßnahmen sind unumgänglich, um die hohen Nährstoffüberschüsse zu minimieren.* Die monotone Landnutzungsstruktur muss in eine heterogene Struktur überführt werden, wobei die Prinzipien des Biotopverbundsystems (vgl. JEDICKE, 1994) berücksichtigt werden sollten. Um Missverständnisse bei der Interpretation der Landnutzungskarte des potenziellen Ziel-Zustands (Abbildung 7-1) auszuschließen, sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die Wahl der umgewandelten Ackerstandorte in den Szenarien zwar größtenteils standortabhängig erfolgte (abhängig von den Bodeneigenschaften), die Fragestellung nach dem: „*Wo sollte wie gewirtschaftet werden?*“ jedoch nicht Gegenstand der vorliegenden Untersuchungen war. Die Landnutzungskarte (Abbildung 7-1) gibt also nicht vor, wo beispielsweise Ackerflächen in Grünland oder Wald umgewandelt werden sollten. Dieser Aufgabenbereich ist eher landschaftsplanerischer Natur, bei der die Modellierung als Entscheidungs-Unterstützungssystem dienen könnte.

Die negativen Einflüsse der gewässerbaulichen Maßnahmen aus der Vergangenheit auf die Gewässerökologie und das Gewässerumfeld müssen durch Rückbaumaßnahmen, wie bereits durch das Ems-Auen-Schutzkonzept (StUA, 2002 a) initiiert, korrigiert werden. Die gewässerbaulichen Maßnahmen müssen mit der Extensivierung der Auenbereiche einhergehen. Handlungsempfehlungen für konkrete Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur bzw. der Gewässerstrukturgüte sind im Punkt 7.4.3 aufgeführt.

Wie im Kapitel 4 beschrieben wurde, besteht ein Wandel in der Struktur landwirtschaftlicher Betriebe. Der Trend führt vom Klein- zum Großbetrieb. Es ist anzunehmen, dass demzufolge, durch Rationalisierungsmaßnahmen, der Einsatz menschlicher Arbeitskraft in Zukunft an Bedeutung verlieren wird. Um der drohenden Arbeitslosigkeit entgegenzuwirken müssen Alternativen für die Entwicklung des ländlichen Raums und neue Einkommensmöglichkeiten geschaffen werden (siehe auch Abschnitt 7.4.6).

Mit dem Wasserrahmenrichtlinien-Szenario wurde demonstriert, welche Maßnahmen aus der Sicht des Gewässerschutzes mindestens durchgeführt werden müssen, um die Umweltstandards der WRRL einzuhalten. Diese Auflagen besitzen für jeden EU-Mitgliedsstaat Verbindlichkeit. Über kurz oder lang müssen die Nähr- und Schadstoffkonzentrationen in der Ems drastisch reduziert werden und die Gewässerstruktur sowie das Gewässerumfeld einen guten ökologischen Zustand aufweisen. Die Frage

lautet an dieser Stelle also nicht: „Ist das Szenario wirtschaftlich durchführbar?“, sondern: „**Welche sozioökonomischen Konzepte müssen entwickelt bzw. welche sozioökonomischen Rahmenbedingungen müssen geschaffen werden, um dieses oder ein vergleichbares Szenario durchzuführen?**“

Aufgrund der unterschiedlichen Verweilzeiten und teilweise langen Transportwegen der Nährstoffe im Bodenkörper würde eine sofortige Umstellung der Landbewirtschaftung wahrscheinlich nicht zum gewünschten Erfolg führen. Die Erwartungen an die Maßnahmen dürfen daher nicht kurzfristig, sondern eher langfristig gestellt werden. Nicht jede Maßnahme zeigt sofort Resultate.

#### 7.4.1 Richtwerte für die Flächenumverteilung

Die Modellergebnisse des WRRL-Szenarios zeigen, dass:

- ⇒ die ackerbaulich genutzte Fläche auf unter 50 % der Gesamtfläche reduziert werden sollte,
- ⇒ die Waldflächen auf mindestens 20 % der Gesamtfläche erhöht und
- ⇒ der Anteil des Grünlandes auf mindestens 15 % der Gesamtfläche erhöht werden sollte.

Die Entwicklung der Siedlungsflächen, die eine steigende Tendenz aufweist, wurde in den Untersuchungen nicht berücksichtigt.

Die Flächenangaben für Wald- und Grünlandstandorte können variiert werden, wichtig ist, dass die ackerwirtschaftlich genutzte Landfläche auf unter 50 % reduziert wird, da aus dieser Nutzungsart der größte Nähr- und Schadstoffeintrag resultiert. Um diesen Ziel-Wert erreichen zu können, sollten Acker-Umwandlungsmaßnahmen gefördert werden. Diese Maßnahme ist bislang nicht im Kulturlandschaftsprogramm vorgesehen.

#### 7.4.2 Extensivierungsmaßnahmen

Extensivierungsmaßnahmen sollten in den Bereichen der Acker- und Grünlandnutzung durchgeführt werden. Die Auenbereiche sollten vollständig aus der Nutzung genommen werden und, begleitet durch Gewässerrückbaumaßnahmen, sich selbst überlassen werden. Neben der Einrichtung der Gewässerschutzzonen durch die Auenextensivierungsmaßnahmen, sollte auch die Anlage von Ackerrandstreifen zur Bedingung werden. So kann vermieden werden, dass die Nähr- und Schadstoffe mit dem oberflächlichen Abfluss in Gewässernähe transportiert werden. Die Anreicherung der Nähr- und Schadstoffe würde sich dann nicht ausschließlich auf die Gewässerrandstreifen konzentrieren. Durch Gehölzstreifen an Ackerrändern könnte außerdem die Winderosion reduziert werden.

Im WRRL-Szenario werden ca. 13 % der Gesamtfläche, das entspricht etwa 24 % der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes, unter den Auflagen des Ökologischen Landbaus bewirtschaftet. Die Düngemenge beschränkte sich hier auf den Anfall von 0,7 GV Wirtschaftsdünger. Der Anteil der extensiv genutzten Ackerfläche ist somit außerordentlich hoch und es ist fraglich, ob diese Maßnahme in solchem Ausmaß durchführbar ist. Andererseits wird im „Wegweiser durch das Kulturlandschaftsprogramm“ (MUNLV, 2001) darauf hingewiesen, dass in den vergangenen Jahren ein steigender Trend in der Bereitschaft der Landwirte, unter den Auflagen der Agrar-Umweltmaßnahmen zu wirtschaften, zu

beobachten war. Alternativ zur extensiven Ackernutzung könnte auch der Wald- bzw. Grünlandanteil erhöht werden.

Sämtliche Grünlandstandorte wurden im Modell extensiv, mit einer Bestandsdichte von 1,4 GV, ohne zusätzliche Mineraldüngung bewirtschaftet.

### 7.4.3 Gewässerbauliche Maßnahmen

Zur Verbesserung der Selbstreinigungskraft des Gewässers und für die Entwicklung naturnaher Auenbereiche mit Eigendynamik sollten folgende gewässerbauliche Maßnahmen durchgeführt werden:

- ⇒ Anschließung von Altarmen zur Gewässerverlängerungen;
- ⇒ Rückbau von Uferbefestigungen;
- ⇒ Rückbau von trapezförmig im Sohlbereich ausgebauten Gewässerabschnitten;
- ⇒ Schaffung von Überflutungsräumen und Retentionsgebieten;
- ⇒ Reduzierung der aufgestauten Gewässerabschnitte durch Rückbau von Wehren;
- ⇒ Bau von Aufstiegsanlagen, um die Migration nicht einzuschränken.

### 7.4.4 Kläranlagen

Wie bereits oben sowie im Kapitel 5.8.1 erläutert wurde, ist die Reinigungsleistung der kommunalen Klärwerke bezüglich der Stickstoffkonzentrationen im Abwasser noch nicht ausreichend. Modernisierungsmaßnahmen der Stickstoffeliminierung sollten diskutiert werden.

### 7.4.5 Begleitende Maßnahmen

- ⇒ Biotopanlage- und Pflegemaßnahmen;
- ⇒ Investitionen in umweltrelevante Forschungsvorhaben bezüglich extensiver Bewirtschaftungsmethoden;
- ⇒ Weiterbildung und Aufklärung der Landwirte.

### 7.4.6 Ländlicher Raum

Für die Entwicklung des ländlichen Raumes, vor allem in Regionen, die sich durch ertragsschwache Standorte auszeichnen, sind Alternativen zur rein produktionsbasierten Landwirtschaft von Interesse. Solche Alternativen wären beispielsweise: Urlaub auf dem Bauernhof, Zahlungen für Landschaftspflege- bzw. Agrarumweltprogramme, Pflegeeinrichtungen auf dem Betrieb (Alten- und Krankenpflege), Energieerzeugung (Biogas, Windkraft etc.), Anbau von Pflanzen oder Halten von Tieren für Nicht-Nahrungszwecke (Energiepflanzen, Industriepflanzen, Sportpferde etc.), Erbringung anderer Dienstleistungen auf dem Betrieb (Lohnarbeit, Transport, Konstruktion, Dienstleistung, Beratung etc.) (vgl. KNICKEL, 2001). Die meisten aktuellen agrarökonomischen Konzepte und Modelle sind mit dieser Komplexität und Vielschichtigkeit überfordert. Von Bedeutung ist also die Ergänzung der zumeist auf die Primärproduktion und Weltmarktorientierung ausgerichteten Programme um eine vielschichtige Unterstützung und Analyse der Entwicklung des ländlichen Raumes (vgl. KNICKEL, 2001).

„Ein Mehr an regionalen Strukturen und Kreisläufen, ein Mehr an Multifunktionalität der Landwirtschaft trägt wesentlich dazu bei, dass Wertschöpfung in der Region erfolgt, dass Einkommen erwirtschaftet wird“ (BUNDESREGIERUNG, 2002).

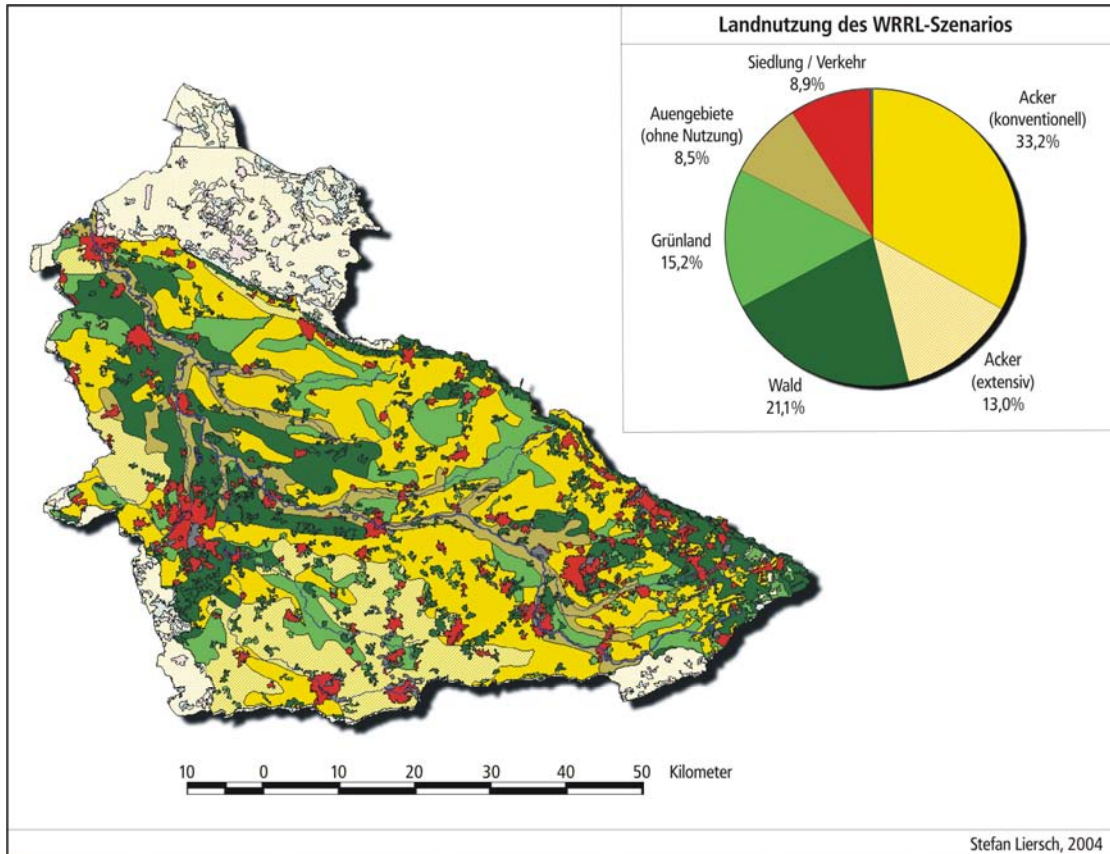


Abb. 7-1: Landnutzungssituation des potenziellen Ziel-Zustandes

# Anhang

## Anhang A: Modifizierungen des Modells SWAT (swat2000.exe)

**Vorbemerkung:** *Die in diesem Abschnitt verwendeten Zeilennummern der Auszüge des SWAT2000-Quellcodes entsprechen nicht den Zeilennummern im original Quellcode! Die **fett** gedruckten Zeilen wurden vom Autor eingefügt.*

### A1: Modifizierung des Blattflächenindexes für Nadelwaldflächen

Die Problematik bei der jahreszeitlichen Entwicklung des Blattflächenindexes bei Nadelwaldflächen wurde im Kapitel 5.5.3.2 erläutert. Im Modell SWAT 2000 unterliegt der Blattflächenindex eines Nadelwaldes den selben jahreszeitlichen Zyklen, wie der eines Laubwaldes: Im Frühjahr steigt der Wert des Indexes mit dem Wachstum der Blätter, im Sommer erreicht er sein Maximum, im Herbst wird er reduziert und im Winter auf einen Minimalwert gesetzt. In der Realität ist dieses Verhalten für Nadelbäume (außer der Lärche) völlig abwegig. Wesentlich nahe liegender wäre es, einen konstanten Wert für den Blattflächenindex eines Nadelwaldbestandes anzunehmen. Die im Folgenden dargestellten Modifizierungen des Modells ermöglichen dem Nutzer die Eingabe eines Wertes für den Blattflächenindex für Nadelwaldflächen, der während der gesamten Simulationsperiode als Konstante in die Berechnungen der Wasser- und Stoffhaushaltsparameter eingeht. Beim Programmstart wird der Anwender aufgefordert diesen Wert einzugeben (Variable *lai\_frse*). Voraussetzung für das Funktionieren dieser Modifizierung ist, dass die Nadelwaldflächen, wie in der Vegetationsdatenbank (crop.dat), die ID 8 für FRSE (Forest-evergreen) zugewiesen bekommen. Mit ID ist hier die Variable IENUM (Land cover/plant code, siehe NEITSCH et al., 2001 b, S. 138) gemeint. Wird dagegen eine benutzerdefinierte Nadelwaldart in der Vegetationsdatenbank mit einer anderen ID implementiert, werden diese Nadelwaldflächen nicht als Nadelwald erkannt und der konstante Blattflächenindex wird nicht zugewiesen. Weiterhin sollten die Hinweise zur Einstellung des Landnutzungsmanagements aus Kapitel 5.5.3.1 beachtet werden.

### Modul *modparm.f*

In der Zeile 2 wird die zusätzliche Variable *lai\_frse* deklariert. Sie dient der Speicherung des benutzerdefinierten Wertes des konstanten Blattflächenindexes für Nadelwaldflächen.

```
1  module parm
2  real :: lai_frse
(...)
```



**Subroutine *main.f***

Durch die Anweisung in Zeile 3 wird der Anwender beim Programmstart aufgefordert, einen konstanten Wert für den Blattflächenindex der Nadelwaldflächen (FRSE = Forest-evergreen) einzugeben. Dieser wird in der Variable bzw. Konstante *lai\_frse* (Zeile 4) gespeichert.

```
(...)
1  use parm
2  implicit none
3  write(*,FMT="(A11)",advance="NO")"LAI FRSE: "
4  read(*,*)lai_frse
(...)
```

**Subroutine *grow.f***

In diesem Unterprogramm wird unter anderem der Blattflächenindex für jeden Tag und für jede HRU neu berechnet. Mit der Anweisung in Zeile 15 wird dem neu berechneten Blattflächenindex für Nadelwaldflächen wieder der benutzerdefinierte Wert zugewiesen.

```
(...)
1  !! calculate new leaf area index
2  if (phuacc(j) <= dlai(ncr(nro(j),icr(j),j))) then
3  laimax = 0.
4  deltalai = 0.
5  laimax = blai(ncr(nro(j),icr(j),j))
6  if (alai(j) > laimax) alai(j) = laimax
7  deltalai = ff * laimax * (1.0 - Exp(5.0 * (alai(j) - laimax))) * Sqrt(reg)
8  alai(j) = alai(j) + deltalai
9  if (alai(j) > laimax) alai(j) = laimax
10 olai(j) = alai(j)
11 if (alai(j) > xlai(j)) xlai(j) = alai(j)
12 else
13 alai(j) = 16. * olai(j) * (1. - phuacc(j)) ** 2
14 if (alai(j) > laimax) alai(j) = laimax
15 if (ncr(nro(j),icr(j),j) == 8) alai(j) = lai_frse
16 end if
(...)
```

**Subroutine *dormant.f***

Um das Zurücksetzen des Blattflächenindex auf einen Mindestwert (*alaimin*) für Nadelwald zu verhindern, wurde die Zeile 8 eingefügt.

```
(...)
1  !! check for beginning of dormant season
2  if (idorm(j) == 0 .and. dayl(j)-dhr(j) < daylmn(hru_sub(j))) then
3  select case (idc(ncr(nro(j),icr(j),j)))
4  !! beginning of forest dormant period
5  case (7)
(...)
```

```
6  alai(j) = alaimin
7  phuacc(j) = 0.
8  if (ncr(nro(j),icr(j),j) == 8) alai(j) = lai_frse
9  !! beginning of perennial (pasture/alfalfa) dormant period
```

(...)

### Subroutine *plantop.f*

In diesem Unterprogramm werden pflanzenspezifische Parameter initiiert. Die Zuweisung eines initialen Blattflächenindex für Nadelwaldflächen wird mit der Anweisung in Zeile 6 korrigiert.

```
(...)
1      !! initialize transplant variables
2      if (alainit(nro(j),icr(j),j) > 0.) then
3          alai(j) = alainit(nro(j),icr(j),j)
4          bio_ms(j) = bio_init(nro(j),icr(j),j)
5      endif
6      if (ncr(nro(j),icr(j),j) == 8) alai(j) = forest_lai
(...)
```

## A2: Korrektur der Überschreitung des maximalen Blattflächenindex

In der Vegetationsdatenbank (*crop.dat*, siehe NEITSCH et al., 2001 b) wird mit dem Parameter BLAI (im Quellcode der Parameter *laimax*) ein maximal möglicher Blattflächenindex für jede gespeicherte Vegetationsart vorgegeben. Wie die Untersuchungen in Kapitel 5.5.3.3 zeigten, kann dieser maximal mögliche Wert während einer Simulation mit dem Modell SWAT (Version 2000) erheblich überschritten werden. Der Grund dafür ist, dass in einem Unterprogramm (Subroutine *grow.f*) bei der Berechnung des aktuellen Blattflächenindex der maximal mögliche Wert nicht berücksichtigt wurde. Die Anweisung in Zeile 13 erlaubt dem Parameter *alai(j)* (aktueller Blattflächenindex der Vegetation) einen höheren Wert anzunehmen, als durch *laimax* bzw. BLAI vorgegeben wird. Durch die Anweisung in Zeile 14 wird dieses Verhalten korrigiert, indem der Parameter *alai(j)* bei Überschreitung des maximal möglichen Wertes auf diesen zurückgesetzt wird.

### Subroutine *grow.f*

```
(...)
1  !! calculate new leaf area index
2  if (phuacc(j) <= dlai(ncr(nro(j),icr(j),j))) then
3      laimax = 0.
4      deltalai = 0.
5      laimax = blai(ncr(nro(j),icr(j),j))
6      if (alai(j) > laimax) alai(j) = laimax
7      deltalai = ff * laimax * (1.0 - Exp(5.0 * (alai(j) - laimax))) * Sqrt(reg)
8      alai(j) = alai(j) + deltalai
9      if (alai(j) > laimax) alai(j) = laimax
10     olai(j) = alai(j)
11     if (alai(j) > xlai(j)) xlai(j) = alai(j)
12 else
13     alai(j) = 16. * olai(j) * (1. - phuacc(j)) ** 2
14     if (alai(j) > laimax) alai(j) = laimax
15 end if
(...)
```

### A3: Korrektur der Pflanzhöhe in einem Waldbestand

In SWAT 2000 wird die Höhe der mehrjährigen Vegetation am Ende der Vegetationsperiode (Kill / end of growing season) auf Null gesetzt. Wird für einen Laubwald beispielsweise das Ende der Vegetationsperiode auf Ende Oktober gesetzt, so wird auch an diesem Termin der Wald quasi „geerntet“. Das bedeutet, die Baumhöhe des Waldbestandes wird auf Null gesetzt. Beim Beginn der Vegetationsperiode im Folgejahr fängt der Wald bei Null Metern Höhe an zu wachsen, erreicht aber teilweise innerhalb eines Monats die maximale Wuchshöhe (Parameter CHTMX in crop.dat). Besser wäre es, für Waldstandorte eine durchschnittliche Wuchshöhe anzugeben, die über den gesamten Simulationszeitraum konstant bleibt. Die modifizierte Version liest eine zusätzliche Textdatei (siehe Abbildung A1-1, *forest.txt*) ein, in der die benötigten Parameter gespeichert sind. Zusätzlich zur durchschnittlichen Wuchshöhe der Waldarten wird auch der konstante Blattflächenindex für Nadelwald (siehe Anhang A1) eingelesen.



Abbildung A1-1: Zusätzliche Textdatei mit Waldparametern

### Modul *modparm.f*

In diesem Modul müssen zusätzliche Variablen deklariert werden. Der Parameter *lai\_frse* wurde bereits im Abschnitt A1 erläutert. Weiterhin werden drei Variablen (*usercht\_t*, *usercht\_d*, *usercht\_e*) deklariert, die die benutzerdefinierte Höhe der drei unterschiedlichen Waldarten beinhalten (siehe Zeilen 3 bis 5).

```

1  module parm
2  real :: lai_frse
3  real :: usercht_t ! user canopy height for Forest-Mixed
4  real :: usercht_d ! user canopy height for Forest-Deciduous
5  real :: usercht_e ! user canopy height for Forest-Evergreen
(...)

```

**Subroutine *main.f***

Aus dem Hauptprogramm wird zunächst über die Anweisung in Zeile 3 das Unterprogramm aufgerufen, dass die Waldparameter der zusätzlichen Eingabe-Datei *forest.txt* einliest.

```
(...)  
1  use parm  
2  implicit none  
3  call open_forest  
(...)
```

**Zusätzliches Unterprogramm (Subroutine *open\_forest*)**

Dieses Unterprogramm liest die zusätzlichen Waldparameter ein.

```
subroutine open_forest  
use parm  
implicit none  
  
    open(333,file="forest.txt")  
    read(333,*)forest_lai  
    read(333,*)usercht_t  
    read(333,*)usercht_d  
    read(333,*)usercht_e  
    close(333)  
  
end subroutine open_forest
```

**Subroutine *grow.f***

Durch die Anweisungen in den Zeilen 4 bis 6 wird verhindert, dass die Höhe der Bäume bei den drei Waldarten verändert wird.

```
(...)  
1  !! calculate new canopy height  
2    cht(j) = chtmx(ncr(nro(j),icr(j),j)) * Sqrt(f)  
3    ! prevent canopy height from lowering in forests  
4    if (ncr(nro(j),icr(j),j) == 6) cht(j) = usercht_t ! FRST  
5    if (ncr(nro(j),icr(j),j) == 7) cht(j) = usercht_d ! FRSD  
6    if (ncr(nro(j),icr(j),j) == 8) cht(j) = usercht_e ! FRSE  
(...)
```

**Subroutine *harvkillop.f***

Nachdem die Management-Operation *Harvest and kill* ausgeführt wurde, sollte die Pflanzenhöhe (*cht* = canopy height) wieder auf Null gesetzt werden. Dies geschieht über die Anweisung in Zeile 3.

```
(...)  
1  !! reset variables  
(...)  
2  !reset canopy height  
3  cht(j) = 0.  
(...)
```

## Zusammenfassung

Das Einzugsgebiet der Ems in Nordrhein-Westfalen ist ein intensiv genutzter Agrarstandort. Die landwirtschaftliche Nutzfläche hat einen Anteil von rund 80% an der Gesamtfläche, wovon etwa 77% ackerbaulich genutzt werden. Die hohen Nährstoffkonzentrationen in der Ems spiegeln diese nicht angepasste Landnutzungssituation wider. Insbesondere die Stickstoffkonzentrationen übersteigen bei weitem die Grenzwerte der chemischen Gewässergüteklasse II nach LAWA (1998). Nicht nur im Hinblick auf die EG-Wasserrahmenrichtlinie müssen Alternativen in der Bewirtschaftung der Region gesucht werden.

Gegenstand dieser Arbeit war es zunächst die aktuelle Landnutzungssituation sowie die ökologischen und geographischen Ausgangsbedingungen des Untersuchungsgebietes zu erfassen und darzustellen. Im nächsten Schritt wurden die politischen Rahmenbedingungen von der Gemeinsamen Agrarpolitik Europas (GAP) bis zum Kulturlandschaftsprogramm NRW aufgezeigt. Spezielle Förderungsmaßnahmen lösen für gewöhnlich Trends in der Landnutzung und in den Bewirtschaftungsmethoden aus. Diese Fördermaßnahmen – im Kulap NRW auch als Agrar- Umweltmaßnahmen bezeichnet – wurden aufgegriffen und hinsichtlich ihrer Modellierbarkeit untersucht. Anschließend wurden mit dem agrarhydrologischen Modell SWAT 2000 anhand eines künstlichen Referenzgebiets diese Maßnahmen bezüglich ihrer Effizienz für den Gewässerschutz untersucht. Wobei hier unter *Gewässerschutz* eine Reduzierung der Nährstoffeinträge in den Vorfluter verstanden wird.

Mit Hilfe der Szenariotechnik wurde eine potenzielle Landnutzungssituation für das Ems-Einzugsgebiet erstellt, in der die Stickstoffkonzentrationen in der Ems den Vorgaben der LAWA für die chemische Gewässergüteklasse II eingehalten werden. Hierzu wurde nach und nach der Flächenanteil der ackerwirtschaftlichen Nutzfläche in Grünland- und Waldstandorte umgewandelt. Zusätzlich wurden Extensivierungsmaßnahmen auf den Acker- und Grünlandflächen durchgeführt. Das Ergebnis: Der Anteil der Ackerflächen musste auf unter 50% gesenkt, die Waldflächen auf ca. 20% und die Grünlandflächen auf ca. 15% ausgedehnt werden. Außerdem wurden die Auenbereiche entlang der Ems aus der Bewirtschaftung genommen. Diese Feuchtgebiete besitzen einen Flächenanteil von rund 9% an der Gesamtfläche. Zusätzlich zu den Flächenumverteilungen wurden extensive Bewirtschaftungsmethoden auf 13% der Ackerflächen und auf 100% der Grünlandstandorte eingeführt.

## Summary

The catchment of the Ems-river in Nordrhein-Westfalen is dominated by agricultural land. The area of arable land covers 77% of the total area. The current landuse situation can be held responsible for high loadings of nutrients in the river. Especially the high concentration of nitrogen is the reason for the poor chemical water quality of the Ems. Not only with regard to the Water Framework Directive must be found alternatives in landuse management to improve the water quality.

The first point of the thesis is a description of the current landuse situation and the environmental conditions of the catchment area. Following that, the basic conditions of agricultural and environmental policy of the EU (Common Agricultural Policy (CAP)) and the landscape programme of Nordrhein-Westfalen influencing the future development of landuse practices are discussed. As a matter of fact, supportive measures of certain environmental or landuse practices can cause a change in landuse management. The impact of different environmental measures on the nutrient loadings in the river were investigated on the basis of a synthetic watershed by using the model SWAT 2000.

An additional objective of the thesis was to create a landuse situation which improves the water quality in order to correspond to the conditions of the LAWA (1998) for chemical loadings in the river. Therefore, different scenarios were simulated using the model SWAT. At first, the area of agricultural land was reduced to less than 50% of the total area. For that purpose, the arable land was converted into pasture (15%) and forest (20%). Furthermore, organic agriculture and extensification methods were implemented for arable land and pasture. The cultivation of the wetlands along the stream has been stopped. The area of these wetlands covers about 9% of the total watershed area.

# Literaturverzeichnis

- ALLEN, R. G., PEREIRA, L. S., RAES, D., SMITH, M. (1998): Crop evaporation – Guidelines for computing crop water requirements – FAO Irrigation and drainage paper 56,  
<http://www.fao.org/docrep/X0490E/x0490e00.htm#Contents>, Stand: 17. 10. 2002
- ARNOLD, J.G., ALLEN, P.M., MUTTIAH, R., BERNHARDT, G. (1995): Automated base flow separation and recession analysis techniques. *Ground Water* 33(6): 1010-1018
- ARNOLD, J. G., SRINIVASAN, R. S., MUTTIAH, J.R., WILLIAMS, J.R. (1998): Large area hydrologic modeling and assessment, Part I: Model development. *J. Am. Water Resources Assoc.* 34(1): 73-89.
- ARNOLD, J.G. AND ALLEN, P.M. (1999): Automated methods for estimating baseflow and ground water recharge from streamflow records. *Journal of the American Water Resources Association* 45(2): 411-424
- BAHRENBERG, G, GIESE, E., NIPPER, J. (1999): *Statistische Methoden in der Geographie 1*, Stuttgart: Teubner, 4. Auflage
- BARTELME, N. (2000): *Geoinformatik. Modelle, Strukturen, Funktionen*, Springer, 3. Aufl.
- BARTHELEMY, P.A., VIDAL, C.: *Der ländliche Raum der Europäischen Union*,  
[http://www.europa.eu.int/comm/agriculture/envir/report/de/rur\\_de/report.htm](http://www.europa.eu.int/comm/agriculture/envir/report/de/rur_de/report.htm): Stand: 5.2. 2003
- BASTIAN, O., SCHREIBER, K. (1999): *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. Berlin: Spektrum, Heidelberg
- BASTIAN, O., STEINHARDT U. (Hrsg.) (2002): *Development and Perspectives of Landscape Ecology*. Kluwer Academic Publishers
- BAYER CROPSCIENCE: Leitfaden, erfolgreicher Maisanbau. Vom Anbau zur Ernte. [www.bayercropscience.de](http://www.bayercropscience.de), Stand: 1.4.2004
- BMELF (1996): *Zur Neuorientierung der Landnutzung in Deutschland, Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 453*
- BMU (2000): *Hydrologischer Atlas von Deutschland*, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin
- BMU (2002): *Grundsätzliches zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland*, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit,  
([http://www.bmu.de/sachthemen/gewaesser/wrrl\\_umsetzung.htm](http://www.bmu.de/sachthemen/gewaesser/wrrl_umsetzung.htm)), Stand: 11. 11. 2002
- BMU (2004): *Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie und ihre Umsetzung in Deutschland*, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit,  
(<http://www.bmu.de/de/1024/js/sachthemen/gewaesser/wasserrichtlinie/main.htm#umsetzung>), Stand: 17.4.2004
- BMVEL (2004): *Agrarreform konkret – so werden die Reformbeschlüsse in Deutschland umgesetzt*. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, [www.verbraucherministerium.de](http://www.verbraucherministerium.de), Stand: 18.04.2004
- BMZ (1984): *Ökologische Auswirkungen von Staudammvorhaben, Forschungsbericht des Bundesministeriums für wirtschaftliche Zusammenarbeit*, Band 60
- BORK, H. R. & SCHRÖDER, A. (1996): Quantifizierung des Bodenabtrages anhand von Modellen. In: *Handbuch der Bodenkunde* 1, Erg. Lfg. 12/96, Kap. 7.3.5, S. 1-44



- BÜK 1000: Bodenübersichtskarte Deutschlands, Maßstab 1:1 000 000, Bundesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.)
- BÜBIS, H. (1993): Landwirtschaft in der Region Münsterland – Stabilität und Wandel, in: Mayr, A./Temnitz, K. (Hrsg.), Münsterland und angrenzende Gebiete, Jahrestagung der Geographischen Kommission für Westfalen in Münster 1993, S. 239-253
- BUNDESREGIERUNG (2002): Ernährung- und Agrarpolitischer Bericht 2002 der Bundesregierung
- BUNDESTAG (2004): Entwurf eines Gesetzes zur Umsetzung der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik. Gesetz zur Durchführung der einheitlichen Betriebsprämie (Betriebsprämiedurchführungsgesetz – BetrPrämDurchfG).
- CHAPMAN, S.J. (1998): Fortran 90/95 for Scientists and Engineers, WCB/McGraw-Hill, first ed.
- CORINE (1997): (CoORDination of Information on the Environment), Geographischer Bestand der Bodenbedeckung, Statistisches Bundesamt (Hrsg.)
- DIECKMEIER, R. (1996): Entwicklung der landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen in den Kreisen Emsland und Werra-Meißner unter besonderer Berücksichtigung der EU-Agrarreform, Interdisziplinäre Studien zur Entwicklung ländlicher Räume, Band 12, Kiel: Vauk
- DI LUZIO, M., SRINIVASAN, R., ARNOLD, J.G. (2001): ArcView Interface for SWAT2000, User's Guide, Blackland Research Center – Texas Agricultural Experiment Station and Grassland, Soil and Water Research Laboratory and USDA Agricultural Research Service, (<http://www.brc.tamus.edu/swat/swat2000doc.html>), Stand: 12.11.2002
- DOSCH, F., BECKMANN, G. (1999a): Trends der Landschaftsentwicklung in der Bundesrepublik Deutschland. Vom Landschaftsverbrauch zur Produktion von Landschaften? In: Informationen zur Raumentwicklung, Heft 5, 6.1999, S. 291-310
- DOSCH, F., BECKMANN, G. (1999b): Strategien künftiger Landnutzung – ist Landschaft planbar? In: Informationen zur Raumentwicklung, Heft 5, 6.1999, S. 381-398
- DVWK (1996): Merkblätter 238, Kommissionsvertrieb Wirtschaft- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH Bonn
- DYCK, S., PESCHKE, G. (1995): Grundlagen der Hydrologie, Berlin: Verlag für Bauwesen, 3. Aufl.
- ECKHARDT, K., FOHRER, N., FREDE, H.-G. (1999): Ein methodischer Ansatz zur Analyse der Sensitivität komplexer Modellsysteme, in: Fohrer, N., Döll, P. (Hrsg.): Modellierung des Wasser- und Stofftransports in großen Einzugsgebieten, Workshop, 19./20.11.98 in Rauischholz bei Gießen, Kassel University Press 1999, S. 65-71
- ECKHARDT, K., HAVERKAMP, S., FOHRER, N., FREDE, H.-G. (2002): SWAT-G, a version of SWAT99.2 modified for application to low mountain range catchments, in: Physics and Chemistry of the Earth, 27, S. 641-644
- EUROHARP: Towards European Harmonised Procedures for Quantification of Nutrient Losses from Diffuse Sources, <http://www.euroharp.org>, Stand: 6.4.2004
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (1991): Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen, in: Amtsblatt, Reihe L 375 vom 31.12.1991
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (1995): Beschluss 95/308/EG des Rates vom 24. Juli 1995 über den Abschluss des Übereinkommens zum Schutz und zur Nutzung grenzüberschreitender Wasserläufe und internationaler Seen im Namen der Gemeinschaft (Helsinki-Übereinkommen), in: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 5. August 1995, Reihe L 186, (<http://www.europa.eu.int/scadplus/leg/de/lvb/l28059.htm>), Stand: 11.11.2002
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (1999): Verordnung (EG) Nr. 1257/1999 des Rates vom 17. Mai 1999 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (EAGFL) und zur Änderung bzw. Aufhebung bestimmter Verordnungen, in: Amtsblatt, Reihe L 160/80 der Europäischen Gemeinschaften vom 26.6.1999
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (2000): 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 in: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 22. Dezember 2000, in: Amtsblatt, Reihe L, Nr. 327, <http://www.europa.eu.int/eur-lex/de/index.html>
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (2003): Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 des Rates vom 29. September 2003 mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe und zur Änderung der Verordnungen (EWG) Nr. 2019/93, (EG) Nr. 1452/2001, (EG) Nr. 1453/2001, (EG) Nr. 1454/2001, (EG) Nr. 1868/94, (EG) Nr. 1251/1999, (EG) Nr. 1254/1999, (EG) Nr. 1673/2000, (EWG) Nr. 2358/71 und (EG) Nr. 2529/2001, in: Amtsblatt, Reihe L, Nr. 270
- FINKE, L. (1986): Landschaftsökologie. Braunschweig: Das Geographische Seminar, Westermann
- FOHRER, N., HAVERKAMP, S., ECKHARDT, K., FREDE, H.-G. (1999 a): Auswirkung von Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt von mesoskaligen Einzugsgebieten, in: Heterogenität landschaftshaushaltlicher Wasser- und Stoffumsätze in Einzugsgebieten, Beiträge zum 3. Workshop Hydrologie, 18./19. November 1999 in Göttingen, Universität Göttingen, EcoRegio, Heft 8/2000, Gerold, G. (Hrsg.), S. 3-10
- FOHRER, N., MÖLLER, D., WEBER, A. (1999 b): Integrierte Modellierung als Entscheidungshilfe zur Entwicklung von Landnutzungskonzepten, in: Fohrer, N., Döll, P. (Hrsg.): Modellierung des Wasser- und Stofftransports in großen Einzugsgebieten, Workshop 19./20. 11. 98 in Rauischholz bei Gießen, Kassel University Press 1999, S. 73-80
- FREDE, H.-G., DABBERT, S. (Hrsg.) (1999): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft, Landsberg: Ecomed, 2. Aufl.
- GROTHUES, R. (1993): Die Veränderung der Wirtschaftsstruktur im Kreis Warendorf 1969-1990, in: Mayr, A./Temnitz, K. (Hrsg.), Münsterland und angrenzende Gebiete, Jahrestagung der Geographischen Kommission für Westfalen in Münster 1993, S. 281-299
- HÄCKEL, H. (1999): Meteorologie, Stuttgart: Ulmer, 4. Aufl.
- HIRSCHFELD, J. (2004): Berechnung des Wirtschaftsdüngeranfalls, der Viehbesatzdichte und des gesamten Nährstoffeinsatzes im Untersuchungsgebiet (unveröffentlicht), IÖW (Institut für ökologische Wirtschaftsforschung gGmbH)
- IFOAM (1999): Zur aktuellen Diskussion um die Agenda 2000: Die Sicht des ökologischen Landbaus, Regionalgruppe deutschsprachige Länder. Erarbeitet anlässlich des von der EU-Kommission geförderten Seminars "Ökologischer Landbau und Agenda 2000" am 9.3. 1999 in Frankfurt, <http://www.ifoam.de/agenda2000/position.htm>, Stand: 6.2. 2003
- JEDICKE, E. (1994): Biotopverbund. Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie, Stuttgart: Ulmer
- KALINA, M.F., STOPPER, S., ZAMBO, E., PUXBAUM, H.: Eintrag von Stickstoffverbindungen durch trockene, nasse und okkulte Deposition an zwei Höhenstufen in Achenkirch, Tirol. Institut für Analytische Chemie, Technische Universität Wien
- KLÖCKING, B., PFÜTZNER, B., BECKER, A. (1999): Hydrologische Modellierung von meso- und makroskaligen Einzugsgebieten mit ARC/EGMO, in: Fohrer, N., Döll, P. (Hrsg.): Modellierung des Wasser- und Stofftransports in großen Einzugsgebieten, Workshop 19./20. 11. 98 in Rauischholz bei Gießen, Kassel University Press 1999, S. 127-134
- KLUGE, W., JELINEK, S. (1999): Anforderungen an die Modellierung des Wasser- und Stofftransportes in Tieflandeinzugsgebieten Schleswig-Holsteins: Erfahrungen aus dem Bornhöved- und Stör-Projekt, in: Fohrer, N., Döll, P. (Hrsg.): Modellierung des Wasser- und Stofftransports in großen Einzugsgebieten, Workshop 19./20.11.98 in Rauischholzhausen bei Gießen, Kassel University Press 1999, S. 135-142
- KNICKEL, K. (2001): Beträchtliche Potentiale einer multifunktionalen Landwirtschaft, in: AgraEurope, Markt + Meinung, Sonderbeilage, 13.8.2001, S. 1-4
- KOM(1991): Die künftige Entwicklung der Gemeinsamen Agrarpolitik, Bulletin der Europäischen Gemeinschaften, Beilage 5/91

- KOM (1997 a): Bericht der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament über die Anwendung der Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 des Rates für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren, KOM (97) 620 endgültig, Brüssel, den 4. 12. 1997
- KOM (1997 b): Agenda 2000, Eine stärkere und erweiterte Union, KOM(97) 2000 endgültig, Brüssel, den 15.7.1997
- KOM(1998 a): Vorschlag für eine Verordnung (EG) des Rates betreffend die Reform der gemeinsamen Agrarpolitik, KOM(1998) 158 endgültig, Brüssel, den 18. 3. 1998
- KOM (1998 b): Anwendungsstand der Verordnung (EWG) 2078/92, Evaluation von Agrar-Umweltprogrammen, Arbeitsdokument der Kommission – GD VI, VI/7655/98
- KOM (1999): Wegweiser zur nachhaltigen Landwirtschaft, Mitteilung der Kommission, KOM (1999) 22 endgültig, Brüssel, den 27. 1. 1999
- KOM (2000a): EU-Schwerpunkt: sauberes Wasser, Amt für amtliche Veröffentlichungen der europäischen Gemeinschaften, Luxemburg
- KOM (2000b): Der Haushalt der Europäischen Union: Was geschieht mit Ihrem Geld? Generaldirektion Bildung und Kultur, Referat Veröffentlichungen
- KOM (2002) 394 endgültig: Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament, Halbzeitbewertung der Gemeinsamen Agrarpolitik, Brüssel, den 10. 7. 2002
- KOM (2003): „GAP-Reform – Langzeitperspektive für eine nachhaltige Landwirtschaft“ – Fragen und Antworten, MEMO/03/10 vom 22. Januar 2003, ([http://europa.eu.int/comm/agriculture/mtr/docs/index\\_de.htm](http://europa.eu.int/comm/agriculture/mtr/docs/index_de.htm)), Stand: 3. 2. 2003
- KOMMISSION ÜBER DIE AGENDA 2000 (1999): Agenda 2000, Stärkung und Erweiterung der Europäischen Union, Entwurf einer für die breite Öffentlichkeit bestimmten Informationsbroschüre, vorrangiges Veröffentlichungsprogramm 1999, X/D/5, (<http://www.europa.eu.int/comm/agenda2000>), Stand: 11. 11. 2002
- KRÖNERT, R., STEINHARDT, U. & M. VOLK (Hrsg.) (2001): Landscape balance and Landscape Assessment. Berlin, Heidelberg, New York: Springer
- KRYSAKOVA, V., MÜLLER-WOHLFEIL, D.I., BECKER, A. (1996): Integrated modelling of hydrology and water quality in mesoscale watersheds. PIK-Report 18, Potsdam
- KRYSAKOVA, V., HABERLANDT, U. (2002): Assessment of nitrogen leaching from arable land in large river basins. Part I. Simulation experiments using a process-based model. Ecological Modelling 150, S. 255-275
- LAMPERT, W., SOMMER, U. (1999): Limnoökologie, Stuttgart: Thieme, 2. Auflage
- LANDESREGIERUNG NRW: Landesentwicklungsbericht Nordrhein-Westfalen, Modern. Stark. Vielfältig. Aus alten Stärken neue Chancen gewonnen – Die Politik der Landesregierung in der 12. Legislaturperiode, Schriftenreihe des Ministerpräsidenten des Landes Nordrhein-Westfalen, Heft 55, [http://www.nrw.de/dialog/titel\\_download.htm](http://www.nrw.de/dialog/titel_download.htm), Stand: 9. 12. 2002
- LANUK: Landnutzungskonzepte für das 21. Jahrhundert, Vereinigung Umweltwissenschaftlicher Berufsverbände, <http://www.vubd.de/lanuk/kapitel3.html#3-2>, Stand: 6. 2. 2003
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation, Berlin: Kulturbuchverlag
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2000): Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland, Biologische Gewässergütekarte 2000
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2001): Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland, Gewässerstruktur in der Bundesrepublik Deutschland 2001
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2002): Gemeinsamer Bericht von LAWA und LABO zu Anforderungen an eine nachhaltige Landwirtschaft aus Sicht des Gewässer- und Bodenschutzes vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) unter Vorsitz des Niedersächsischen Umweltministeriums

- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2003): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Arbeitsexemplar
- LDS (2001 a): Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik NRW: Statistisches Jahrbuch Nordrhein-Westfalen 2001, 43. Jahrgang, auch unter: [www.lids.nrw.de](http://www.lids.nrw.de)
- LDS (2001 b): Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik NRW: Statistischer Jahresbericht 2001, Entwicklungen in Nordrhein-Westfalen
- LDS (2002): Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik NRW: Statistisches Jahrbuch 2002 auf CD-ROM
- LESER, H. (Hrsg.) (1998): Wörterbuch Allgemeine Geographie, München: DTV, 10. Auflage
- LESER, H. (1976, 1991): Landschaftsökologie: Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung. Mit einem Beitrag zum Prozeß-Korrelations-Systemmodell von T. Mosimann. Stuttgart: Ulmer
- LIERSCH, S. (2003 a): Program *pcpSTAT*, Calculation of statistical parameters of daily precipitation data, <http://www.brc.tamus.edu/swat/sftwlinks.html>
- LIERSCH, S. (2003 b): Program *dewpoint*, Estimation of daily dewpoint temperature, <http://www.brc.tamus.edu/swat/sftwlinks.html>
- LIERSCH, S. (2003 c): Programm *statistics*. Berechnet aus einer Messreihe täglicher Daten statistische Parameter für jeden Monat jeden Jahres (unveröffentlicht), siehe Anhang
- LUA NRW (2000): Gewässergütebericht 2000, 30 Jahre Biologische Gewässerüberwachung in Nordrhein-Westfalen – Sonderbericht, Landesumweltamt NRW
- LUA NRW (2001): Gewässergütebericht 2001, Nordrhein-Westfalen, Berichtszeitraum 1995-2000, Landesumweltamt NRW, Essen 2002
- MALCHUS, V. (1994): Europäische Rahmenbedingungen und erste Folgerungen für die Landesentwicklung in Nordrhein-Westfalen, in: Aktuelle Frage der Landesentwicklung in Nordrhein-Westfalen, Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Forschungs- und Sitzungsberichte, 194, Hannover: ARL, S. 67-82
- MARÉCHAL, D, HOLMAN, I.P. (2003): Comparison of Hydrologic Simulations using Regionalised and Catchment-Calibrated Parameter for three Catchments in England, Institute of Water and Environment, Cranfield University, UK. <http://www.iemss.org/iemss2004/pdf/ungauged/marecomp.pdf>, Stand: 13. 8. 2004
- MÖLTGEN, J., SCHMIDT, B., KUHN, W.: Landschaftseditionierung und wissenschaftsbasierte Maßnahmededuktion für die ökologische Planung. Universität Münster, <http://www.flumagis.de>, Stand: 17. 10. 2002
- MUNLV (a): Einheitliches Programmplanungsdokument des Landes Nordrhein-Westfalen zur Förderung gebietsbezogener integrierter Entwicklungsstrategien im ländlichen Raum zur Umsetzung der Gemeinschaftsinitiative LEADER+, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, unter: <http://www.munlv.nrw.de/sites/arbeitsbereiche/landwirtschaft/leader.htm>, Stand: 20. 2. 2003
- MUNLV (b): NRW-Programm „Ländlicher Raum“, Plan des Landes Nordrhein-Westfalen zur Entwicklung des ländlichen Raums, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, <http://www.munlv.nrw.de/>, Stand: 31. 3. 2003
- MUNLV (2001): Wegweiser durch das Kulturlandschaftsprogramm Nordrhein-Westfalen, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, unter: (<http://www.murl.nrw.de/sites/arbeitsbereiche/landwirtschaft/wegweiser/wegweis.htm>), Stand: 11. 11. 2002
- NASH, J.E., SUTCLIFFE, J.V. (1979): River flow forecasting through conceptual models, 1. A discussion of principles. J. Hydrol. 10, 282-290.
- NEFF, R. (2001): Düngung von Grünland, Merkblätter Grünlandwirtschaft und Landschaftspflege, Heft 13, 3. Aufl, Hessisches Dienstleistungszentrum für Landwirtschaft, Gartenbau und Naturschutz Eichhof
- NEITSCH, S.L., ARNOLD, J.G., KINIRY, J.R., WILLIAMS, J.R. (2001 a): Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation, Version 2000, Grassland, Soil and Water Research Laboratory – Agricultural Research Service and

- Blackland Research Center – Texas Agricultural Experiment Station,  
(<http://www.brc.tamus.edu/swat/swat2000doc.html>), Stand: 12. 11. 2002
- NEITSCH, S.L., ARNOLD, J.G., KINIRY, J.R., WILLIAMS, J.R. (2001 b): Soil and Water Assessment Tool User's Manual, Version 2000, Grassland, Soil and Water Research Laboratory – Agricultural Research Service and Blackland Research Center – Texas Agricultural Experiment Station,  
(<http://www.brc.tamus.edu/swat/swat2000doc.html>), Stand: 12. 11. 2002
- NLWK (2001): Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz: Chemische Güteklassifizierung Gesamt-Stickstoff, Gesamt-Phosphor, Chemische Güteklasse für die Jahre 1985 bis 2001, [www.nlwk.de](http://www.nlwk.de)
- Nuscheler, F. (1995): Lern- und Arbeitsbuch Entwicklungspolitik, Bonn: Bundeszentrale für politische Bildung, 4. Auflage, S. 257
- OSTERBURG, B. (2002): Agrarumweltprogramme in Deutschland und ihre Bedeutung für den Natur- und Artenschutz, in: Biologische Vielfalt mit der Land- und Forstwirtschaft, Schriftenreihe des BMVEL, Angewandte Wissenschaft, Heft 494, S. 215-220
- PLANKL, R. (2000): Vortrag bei der Tagung über die Entwicklung und künftige Ausgestaltung der Agrarumweltprogramme in der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), 27. und 28. November 2000
- POSTEL, S. (1999): Der Kampf ums Wasser: Die Chancen einer bedarfsorientierten Verteilungspolitik, Worldwatch-Paper, Band 21
- SCHAEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde, Stuttgart: Enke, 14. Aufl.
- SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie, Stuttgart: G. Fischer, 8. Aufl.
- SIVAPLAN, M. (2003): Process complexity at hillslope scale, process simplicity at the watershed scale: is there a connection? *Hydrological Processes* 17, S. 1037-1041
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2003): Landwirtschaft Deutschlands weiterhin in strukturellem Wandel. Zweigstelle Bonn IX A, Januar 2003, <http://www.destatis.de/>, Stand: 18.3.2003
- STEINMANN, F.-F.: Schutzausweisungen im Rahmen des Gewässerauenprogramms – Konfliktbewältigung, Bezirksregierung Münster, NUA-Seminarbericht, Band 6
- StUA (2002 a): Ems-Auen-Schutzkonzept, Eine aktuelle Bilderreise an der Ems 2001/2002, Staatliches Umweltamt Münster, [www.stua.nrw.de](http://www.stua.nrw.de)
- StUA (2002 b): Bericht zu den wasserwirtschaftlichen Grundlagen an das MUNLV – Bestandsaufnahme, Entwurf Loseblattsammlung 2002/2003, Bewirtschaftungsplan Ems, Bearbeitungsgebiet Ems-NRW, Arbeitsgebiet Ems-NRW, Staatliches Umweltamt Münster
- UBA (1998): Umweltverträglichkeit kleiner Wasserkraftwerke, Zielkonflikte zwischen Klima- und Gewässerschutz, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 202 05 321, UBA-FB 97-093
- UNITED NATIONS, Office of Legal Affairs (1997): Convention on the Law of the Non-Navigational Uses of International Watercourses (<http://www.un.org/law/watere/.htm>), Stand 10.11.2002
- VIVARELLI, R., PERERA, B.J.C. (2002): Transmission losses in natural rivers and streams - a review. School of the Built Environment, Victoria University of Technology, Melbourne, Australia. [www.riverfestival.com.au/2002/files/symposium/VivarelliR\\_PereraBJC.doc](http://www.riverfestival.com.au/2002/files/symposium/VivarelliR_PereraBJC.doc)
- VOLK, M., STEINHARDT, U. (2001): Landscape balance. In: Landscape balance and landscape assessment, Krönert, R., Steinhardt, U., Volk, M. (Hrsg.), Berlin, Heidelberg, New York: Springer, S. 163-202
- VOLK, M., SCHMIDT, G. (2004): The Model Concept in the Project FLUMAGIS: Scales, Simulation and Integration. In: Srinivasan, R., Jacobs, J.H., Jensen, R. (eds.): Proceedings of the 2<sup>nd</sup> SWAT Conference 2003, Texas Water Resource Institute, Technical Report 266, S. 236-248
- VOLK, M., ALLEN, P.M., ARNOLD, J.G. (2004): Topographic controls on storage of Landscape units in medium to large river basins. In: Lowrance, R. (Ed. 2004): Proceedings of the American Water Resources Association 2004

- Summer Specialty Conference. Riparian Ecosystems and Buffers: Multi-Scale Structure, Function, and Management, Olympic Valley, California, June 28-30<sup>th</sup>, 2004
- WASTOR (1998): Wasser- und Stoffrückhalt im Tiefland des Elbeeinzugsgebietes, Statusbericht 10/98, Dynamische skalenübergreifende Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes in Gebieten des pleistozänen Tieflandes - Modellgebiet Stepenitz
- WEGEHENKEL, M. (2000): Der Einfluss unterschiedlicher Eingangsdaten auf die Wasserhaushaltssimulation mit hydrologischen Modellen, in: Heterogenität landschaftshaushaltlicher Wasser- und Stoffumsätze in Einzugsgebieten, Beiträge zum 3. Workshop Hydrologie 18./19. November 1999 in Göttingen, Universität Göttingen, EcoRegio, Heft 8/2000, Gerold, G. (Hrsg.)
- WENDLING, U (1995): Berechnung der Gras-Referenzverdunstung mit der FAO Penman-Monteith-Beziehung. Wasserwirtschaft 85E,H12, S. 602-660
- WILHELM, J. (1999): Ökologische und ökonomische Bewertung von Agrarumweltprogrammen: Delphi-Studie, Kosten-Wirksamkeits-Analyse und Nutzen-Kosten-Betrachtung, Europäische Hochschulschriften: Reihe 5, Volks- und Betriebswirtschaft, Bd. 2542
- WOITSCHÜTZKE, C-P., SCHMIED, M. W., GLÄBER, E. (1996): Perthes Länderprofile, Geographische Strukturen, Entwicklungen, Probleme, Nordrhein-Westfalen, Gotha: Perthes, 2. Aufl.
- ZEBISCH, M. (2002): Vom Landschaftsmuster zur ökologischen Bewertung. <http://www.lapla-net.de/index.html>, Stand: 10.2.2003

## Ehrenwörtliche Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe, dass alle Stellen der Arbeit, die wörtlich oder sinngemäß aus anderen Quellen übernommen wurden, als solche kenntlich gemacht sind und dass die Arbeit in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner Prüfungsbehörde vorgelegt wurde.

(Ort), den (Datum)

(Unterschrift)