

# **Erfassung und Bewertung der Wasserverwendung im Rahmen von Ökobilanzen**

**Dissertation**

zur Erlangung des Doktorgrades an der Fakultät für Mathematik,  
Informatik und Naturwissenschaften

Fachbereich Biologie der Universität Hamburg

vorgelegt von

Anne Rödl

Hamburg, 2015



Tag der Disputation:

*15. Oktober 2015*

Folgende Gutachter empfehlen die Annahme der Dissertation:

*Prof. Dr. Matthias Dieter*

*Prof. Dr. Udo Mantau*



# Inhaltsverzeichnis

<b>Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>V</b>
<b>Abbildungsverzeichnis .....</b>	<b>VII</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis .....</b>	<b>IX</b>
<b>Zusammenfassung.....</b>	<b>XIII</b>
<b>Summary.....</b>	<b>XV</b>
<b>1 Hintergrund und Ziel .....</b>	<b>1</b>
1.1 Problemstellung .....	1
1.2 Zielsetzung und Vorgehensweise .....	2
<b>2 Grundlagen Wasserkreislauf und Wasserverwendung.....</b>	<b>4</b>
2.1 Wasserkreislauf und Wasserhaushalt .....	4
2.2 Natürlicher und anthropogener Wasserkreislauf .....	5
2.3 Definition verwendeter Begriffe .....	6
2.3.1 Wasserarten .....	6
2.3.2 Varianten der Wasserverwendung .....	9
2.4 Wirkungsebenen der Wasserverwendung .....	12
2.5 Verfügbarkeit von Wasser .....	18
2.5.1 Wasserknappheit .....	19
2.5.2 Trockenheit .....	19
2.6 Indizes zur Ermittlung der Wasserknappheit bzw. Trockenheit .....	20
2.6.1 Klimatische Trockenheits-Indizes .....	20
2.6.2 Dürre-Indizes .....	22
2.6.3 Knappheitsindizes .....	23
2.7 Wasserqualität .....	25
<b>3 Bewertung von Umwelt und Umweltwirkungen .....</b>	<b>28</b>
3.1 Allgemeine Anforderungen an Bewertungsverfahren .....	28
3.2 Grundlagen der Bewertung .....	29
3.3 Ökonomische Bewertung .....	30
3.4 Grundlagen der Ökobilanz.....	31
3.4.1 Wichtige Elemente einer Ökobilanz.....	32
3.4.2 Anforderungen an die Wirkungsabschätzung aus den Normen DIN EN ISO 14040 und 14044 .....	34
<b>4 Elemente der Bewertung in Ökobilanzmethoden .....</b>	<b>37</b>
4.1 Besonderheiten bei der Bewertung der Wasserverwendung im Rahmen von Ökobilanzen .....	37

4.2	Verwendung von Referenzen .....	40
4.3	Ansätze zur Bestimmung von Referenzsystemen bzw. Referenznutzungen .....	43
4.4	Referenzen für die Bewertung der Wasserverwendung.....	45
4.4.1	Referenzwerte für die mengenmäßige Bewertung.....	46
<b>5</b>	<b>Vorstellung bisheriger Methodenvorschläge .....</b>	<b>48</b>
5.1	Betrachtete Methodenvorschläge .....	48
5.2	Untersuchte Wirkungskategorien .....	54
5.3	Wasserhaushaltselemente als Indikatoren .....	55
5.4	Wirkungskategorien und Charakterisierungsfaktoren.....	56
5.4.1	Ressourcenverbrauch.....	56
5.4.2	Menschliche Gesundheit.....	58
5.4.3	Landnutzung.....	58
5.4.4	Ökosystemfunktionen .....	60
5.5	Water Footprint Methode.....	65
5.6	Diskussion der Methodenvorschläge .....	67
<b>6</b>	<b>Anwendbarkeit existierender Methodenvorschläge .....</b>	<b>73</b>
6.1	Beispielhafte Anwendung einiger Methoden .....	75
6.2	Fazit zur Anwendbarkeit.....	86
<b>7</b>	<b>Grundlagen und Ziel der neuen Bewertungsmethode.....</b>	<b>87</b>
7.1	Anforderungen an eine Ökobilanzmethode zur Bewertung der Wasserverwendung .....	87
7.1.1	Allgemeine Anforderungen.....	87
7.1.2	Anforderungen aus der Water Footprint-Norm ISO 14046 .....	88
7.1.3	Spezielle Anforderungen für die Bewertung biologischer Produktionsprozesse .....	89
7.2	Einordnung der Wasserarten im Wasserkreislauf.....	90
7.3	Zuordnung von Wasserarten zu Ökobilanzseiten .....	92
7.4	Ausgangspunkt der methodischen Überlegungen .....	94
7.5	Ziel der Methode .....	95
7.6	Betrachtete Wirkungszusammenhänge.....	96
7.7	Wirkungskategorie und Wirkungsindikator .....	100
7.8	Grundlagen für die Charakterisierung.....	101
<b>8</b>	<b>Beschreibung der Methodenerweiterung .....</b>	<b>103</b>
8.1	Struktur der Methode – generelles Vorgehen .....	103
8.2	Räumlicher und zeitlicher Bewertungsrahmen.....	105
8.3	Aufbau Sachbilanz .....	109

8.3.1	Datenerfassung .....	110
8.3.2	Ermittlung des Verbrauchs.....	114
8.3.2.1	Verbrauch blauen Wassers .....	114
8.3.2.2	Verbrauch grünen Wassers.....	116
8.4	Aufbau Wirkungsbilanz .....	119
8.4.1	Quantitative Bewertung – Berechnung der Knappheitsindizes .....	121
8.4.1.1	Bewertungsgegenstand .....	122
8.4.1.2	Klimatische Komponente .....	123
8.4.1.3	Anthropogene Komponente .....	131
8.4.1.4	Zusammenführung der Komponenten für die quantitative Bewertung.....	145
8.4.2	Bewertung des Grünwasserverbrauchs .....	146
8.4.2.1	Konzept .....	146
8.4.2.2	Berechnungsgrundlagen .....	148
8.4.2.3	Bewertung Grünwasserverbrauch .....	153
8.4.3	Umgang mit weißem Wasser .....	156
8.4.4	Qualitative Bewertung .....	157
8.4.4.1	Bewertungsgegenstand .....	157
8.4.4.2	Ort und Zeitpunkt der Qualitätsuntersuchung innerhalb der Systemgrenzen ..	158
8.4.4.3	Auswahl der Indikatoren.....	158
8.4.4.4	Berechnung des Qualitätsindex und qualitative Bewertung .....	163
8.4.4.5	Qualitätsbewertung bei biologischen Produktionssystemen .....	167
8.4.4.6	Datenquellen.....	168
8.4.5	Berechnung des Wirkungsindikatorwertes.....	174
8.4.6	Diskussion der Faktoren.....	176
8.4.6.1	Quantitative Faktoren.....	176
8.4.6.2	Qualitätsbewertung .....	178
<b>9</b>	<b>Gesamtbeurteilung der neuen Methode .....</b>	<b>183</b>
<b>10</b>	<b>Anwendungsbeispiel.....</b>	<b>186</b>
10.1	Gegenstand .....	186
10.2	Kurzumtriebsplantagen .....	186
10.2.1	Allgemeine Informationen .....	186
10.2.2	Wasserbedarf und Einfluss auf Wasserhaushalt und Wasserqualität .....	186
10.2.3	Parameter für die Beschreibung des Wasserhaushalts unter Kurzumtriebsplantagen.....	187
10.3	Anforderungen an die Ökobilanzierung bei der Bewertung der Wasserverwendung durch KUP.....	190
10.4	Case Study: Wasserverwendung für Holz aus Kurzumtriebsplantagen .....	191
10.4.1	Systemgrenzen .....	191

10.4.2	Datengrundlage.....	192
10.4.3	Sachbilanz.....	194
10.4.4	Wirkungsbilanz.....	197
10.5	Sensitivitätsanalyse .....	206
<b>11</b>	<b>Fazit und weiterer Forschungsbedarf .....</b>	<b>212</b>
<b>12</b>	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>214</b>
	<b>Danksagung.....</b>	<b>228</b>
	<b>Eidesstattliche Versicherung .....</b>	<b>229</b>

# Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Wasserarten und ihre Definition, die in dieser Arbeit verwendet werden .....	7
Tabelle 2-2:	Definitionen der verschiedenen Arten der Wasserverwendung (nach Owens 2001; Pfister et al. 2009; Bayart et al. 2010) .....	11
Tabelle 2-3:	Mögliche direkte Wirkungen auf Gewässer durch verschiedene Arten der Wasserverwendung .....	15
Tabelle 2-4:	Mögliche Wirkungen auf Gewässer ohne die unmittelbare Verwendung von Wasser .....	16
Tabelle 2-5:	Mögliche Folgen verschiedener Arten des Wasserverbrauchs und deren direkte und indirekte Wirkungen auf den Menschen.....	18
Tabelle 2-6	Auswahl verschiedener EU-Regelungen zur Sicherung der Qualität von Gewässern .....	26
Tabelle 5-1	Chronologischer Überblick über die berücksichtigten Studien .....	49
Tabelle 5-2:	Studien mit Ansätzen zur Bewertung der Wasserverwendung in LCA .....	63
Tabelle 6-1:	Wasserhaushaltsgrößen verschiedener Kurzumtriebsplantagen-Standorte in Deutschland aus der Literatur .....	74
Tabelle 6-2:	Eingangsdaten und beispielhafte Indikatorwerte für verschiedene Reserven nach der Methode von Heuvelmans et al. (2005).....	76
Tabelle 6-3:	Beispielberechnung der Landnutzungsindikatoren nach Heuvelmans et al. (2005) mit Werten von Petzold et al. (2009a) .....	78
Tabelle 6-4	Berechnung von WTA, WTA* und WSI nach Pfister et al. (2009).....	80
Tabelle 6-5:	Zusammenstellung von Literaturangaben zur Evapotranspiration bewaldeter Standorte .....	82
Tabelle 6-6:	Beispielhafte Berechnung der Indikatoren nach Maes et al. (2009) zur Bewertung des Einfluss der Landnutzung auf den Wasserhaushalt .....	84
Tabelle 8-1	Zuordnung der Flussgebiete aus dem Hydrologischen Atlas (HAD) zu den Teileinzugsgebieten der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).....	108
Tabelle 8-2	Sachbilanz-Erfassungsbogen für Stoffströme und Parameter der Wasserverwendung .....	112
Tabelle 8-3	Weitere zur Information zu erfassende Größen.....	114
Tabelle 8-4	Übersicht über die Wasserarten im In- und Output der Sachbilanz und deren Berücksichtigung in der Wirkungsbilanz.....	119
Tabelle 8-5	Flächengewichtete Mittelwerte von Feldkapazität (FK10) bzw. nutzbarer Feldkapazität (nFK10) für die Leitbodenarten der deutschen Flussgebiete .....	125
Tabelle 8-6	Zahlenbeispiel in mm für die Berechnung der monatlichen Kennzahlen zur Ermittlung des jährlichen Wasserdefizits bzw. Wasserüberschusses (verändert nach Thornthwaite 1948, S.69) .....	126
Tabelle 8-7	Klassifizierung der $Idx_{cl}$ -Werte in % und deren Zuordnung zu den verschiedenen Klimatypen (nach Thornthwaite 1948).....	128
Tabelle 8-8	Klimaindex ( $Idx_{cl}$ ) für die deutschen Flussgebiete berechnet aus Daten des DWD, des HAD und den Angaben zur Feldkapazität aus Tabelle 8-5 .....	129
Tabelle 8-9	Klassifikation der $I_{RWU}$ -Werte nach Raskin et al. (2005).....	132
Tabelle 8-10	Kennzahlen verschiedener Technologien zur Meerwasserentsalzung (nach Lattemann 2011) .....	135
Tabelle 8-11	Auswirkungen der Verwendung sekundärer Ressourcen.....	136
Tabelle 8-12:	Anthropogener Index ( $Idx_{an}$ ) berechnet für die deutschen Flussgebiete (inkl. ausländische Zuflüsse) .....	142
Tabelle 8-13	Salden zwischen Wassergewinnung und –verwendung (in $1000m^3$ ) in den großen deutschen Flussgebieten sowie ihrer Teilgebiete im Jahr 2010 (Berechnet nach Statistisches Bundesamt 2013a und 2013b). .....	144
Tabelle 8-14:	Typische Wasserhaushaltsparameter für verschiedenen Landnutzungen (P: Niederschlag; ET: Evapotranspiration; T: Transpiration; I: Interzeption; $E_B$ : Bodenverdunstung; $R_o$ : Oberflächenabfluss) .....	149

Tabelle 8-15:	Evapotranspiration ( <i>ET</i> ) von verschiedenen Landnutzungsformen in Deutschland und Europa ..... 150
Tabelle 8-16:	Anteil der Transpiration an der terrestrischen Evapotranspiration ( $\tau$ ) inkl. der Angabe der Standardabweichung (aus Schlesinger&Jasechko, 2014; Tab. 1 und Anhang)..... 151
Tabelle 8-17	Grünwasser-Recyclingfaktor ( $f_{GWR}$ ) - Anteil der gesamten kontinentalen Evapotranspiration, der als Niederschlag auf Landmassen fällt (nach Van der Ent et al. 2010) ..... 153
Tabelle 8-18	Ausgewählte Stoffgruppen und Substanzen, die innerhalb der Methode als Indikator für die Beurteilung der Wasserqualität eingesetzt werden ..... 159
Tabelle 8-19	Im Jahr 2003 am häufigsten in Europa verwendete Pflanzenschutzmittel-Gruppen (Nadin & Muthmann 2007) ..... 161
Tabelle 8-20	Am häufigsten in Grund- und Oberflächengewässern gefundene Pflanzenschutzmittelwirkstoffe (Sturm&Kiefer 2007) ..... 161
Tabelle 8-21	Besonders schädliche Substanzen für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ (Jahnel et al. 2001) ..... 162
Tabelle 8-22	Grenzwerte aus verschiedenen Verordnungen für bestimmte Wasserarten ..... 170
Tabelle 8-23	Natürliche Zusammensetzung von Wasserressourcen aus verschiedenen Literaturquellen ..... 172
Tabelle 10-1	Zusammenstellung von Wasserhaushaltsdaten verschiedener KUP-Versuchsflächen (P = Niederschlag; T = Transpiration; E = Evaporation; I = Interzeption; ET = Evapotranspiration) ..... 189
Tabelle 10-2	Durchschnittliche Anteile von Transpiration, Interzeption, und Evaporation am Gebietsniederschlag für Kurzumtriebsplantagen (ermittelt aus Werten in Tabelle 10-1) ..... 191
Tabelle 10-3	Flächengewichtetes Mittel des Niederschlags, der potentiellen Evapotranspiration und der nutzbaren Feldkapazität für das Flussgebiet der Elbe ..... 194
Tabelle 10-4	Erfassung der relevanten In- und Outputs in einer Sachbilanztafel ..... 196
Tabelle 10-5	Berechnung des jährlichen Überschusses bzw. Defizits in mm ..... 199
Tabelle 10-6	Natürliche Zusammensetzung von Wasserressourcen aus verschiedenen Literaturquellen [in $\text{mg l}^{-1}$ ] ..... 202
Tabelle 10-7	Berechnung des Qualitätsindex $\text{Idx}_{\text{qual}}$ für die KUP ..... 203
Tabelle 10-8	Durchschnittliche Jahressummen des Niederschlags an den Standorten der Kurzumtriebsplantagen, die in der Fallstudie berücksichtigt wurden nach (Bemmann & Knust 2010) ..... 207
Tabelle 10-9	Niederschlag ( <i>P</i> ), potentielle Evapotranspiration ( <i>pET</i> ) und nutzbare Feldkapazität ( <i>nFK</i> ) in den deutschen Flussgebieten ..... 208
Tabelle 10-10	Variation von Transpiration und Interzeption ..... 209
Tabelle 10-11	Variation des Niederschlags ..... 209
Tabelle 10-12	Verlagerung der KUP in andere Einzugsgebiete ..... 210
Tabelle 10-13	Variation der Eingangsgrößen für den Qualitätsindex ..... 211

# Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Zusammenspiel von natürlichem und anthropogenem Wasserkreislauf.....	6
Abbildung 2-2:	Zusammenhänge zwischen den Wasserarten innerhalb eines lokalen Wasserkreislaufs.....	9
Abbildung 3-1:	Arbeitsschritte einer Ökobilanz nach DIN ISO 14040 .....	33
Abbildung 3-2	Konzept der Wirkungsbilanzierung nach ISO 14044.....	33
Abbildung 4-1	Theoretisch, funktionaler Zusammenhang der Abhängigkeit der potentiellen Wirkung von der emittierten Menge bei den „klassischen“ Wirkungskategorien (z.B. GWP) .....	38
Abbildung 4-2:	Theoretischer funktionaler Zusammenhang zwischen Wasserentnahme, Erneuerungsrate und der potentiellen Wirkung .....	40
Abbildung 4-3:	Verwendung von Referenzen auf Ebene des Systems (a; b) und zwischen den Systemen (c) .....	41
Abbildung 4-4	Verwendung von Referenzen für die Charakterisierung im Rahmen der Wirkungsbilanzierung.....	42
Abbildung 4-5	Verwendung einer Referenz für den Normalisierungsschritt.....	43
Abbildung 7-1	Zusammenhänge zwischen den Wasserarten im Wasserkreislauf.....	91
Abbildung 7-2	Wirkungspfade der Wasserverwendung .....	93
Abbildung 7-3:	Übergangsstellen (rot) zwischen natürlichem und anthropogenem Wasserkreislauf .....	97
Abbildung 7-4	Darstellung der komplexen Wirkungszusammenhänge, die aus dem Verbrauch von blauem und grünem Wasser entstehen können .....	98
Abbildung 7-5:	Systematische Darstellung der Ausgangspunkte und Wirkungspfade sowie der Wirkungsendpunkte der anthropogenen Wasserverwendung .....	99
Abbildung 7-6:	Darstellung der Zugehörigkeit der einzelnen Schritte und Einflussfaktoren der Wasserverwendung zu den Ökobilanzsphären. Kreise verweisen auf Bestandteile der Wirkungsbilanz. ....	100
Abbildung 7-7	Schematische Abbildung der Charakterisierung im Wirkungsbilanzschritt.....	102
Abbildung 8-1:	Hauptelemente der Erfassung und Bewertung der Wasserverwendung durch die neue Methode.....	104
Abbildung 8-2	Deutsche Flussgebiete von Tafel 3.2 des Hydrologischen Atlas Deutschland (BMU 2003).....	106
Abbildung 8-3	Flussgebietseinheiten in Deutschland, die für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie definiert wurden (Statistisches Bundesamt 2013) .....	107
Abbildung 8-4	Relevante Wasserflüsse für den Bodenwasserhaushalt und die Grundwasserneubildung .....	116
Abbildung 8-5	Möglichkeit der Systemabgrenzung bei biologischen Produktionsprozessen mit den entsprechenden In- und Outputs.....	118
Abbildung 8-6	Schematische Darstellung der Komponenten der Wirkungsbilanzierung .....	121
Abbildung 8-7:	Ausschnitt aus Hirschfeld et al. (2014). Darstellung der Bilanz aus Wassergewinnung und Verwendung sowie nötiger Wasserimporte über Fernleitungen auf Landkreisebene. ....	143
Abbildung 8-8	Schematische Darstellung der einzelnen Elemente der Evapotranspiration .....	148
Abbildung 8-9	Vorgehen bei der Bewertung des Grünwasserverbrauchs.....	154
Abbildung 8-10	Mögliche Fälle der Veränderung von Schadstoffkonzentrationen von Input ( $iV_k$ ) zu Output ( $tV_k$ ), dargestellt im Verhältnis zu ihrem Grenzwert ( $cv_k$ ).....	166
Abbildung 8-11	Überblick über die einzelnen Bewertungselemente, die im letzten Schritt in die Berechnung des Gesamtindikatorwertes einfließen .....	174
Abbildung 8-12	Visualisierung einer Bewertung nur mit Hilfe der Berechnung der Differenz von Ausgangsqualität zum Grenzwert. Die y-Achse bezeichnet die Stoffkonzentration.....	180
Abbildung 10-1	Systemgrenzen des Fallbeispiels (übernommen von Abbildung 8-5).....	192



# Abkürzungsverzeichnis

$\Delta S$	Speicheränderung ( <i>storage change</i> )
ADP	Potential des Aufbrauchs von Ressourcen ( <i>abiotic depletion potential</i> )
AP	Versauerungspotential ( <i>acidification potential</i> )
b	Formelkürzel für Nutzen im Produkt ( <i>benefit</i> )
bl	Subskript für blaues Wasser ( <i>blue water</i> )
BSB	Biochemischer Sauerstoffbedarf
ble	Kürzel für die Einheit Blauwasseräquivalente bzw. Subskript ( <i>blue water equivalents</i> )
c	Subskript für veränderte Qualität ( <i>changed</i> )
C	Formelkürzel für Verbrauch ( <i>consumption</i> )
CMI	Crop Moisture Index (Palmer (1968))
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
cV	Formelkürzel für Grenzwert eines Wasserinhaltsstoffes ( <i>critical value</i> )
D	Formelkürzel für Defizit ( <i>deficit</i> )
DALY	Behinderungsbereinigtes Lebensjahr ( <i>Disability Adjusted Life Years</i> )
des	Subskript für entsalztes Meerwasser ( <i>desalinated</i> )
DIN	Deutsches Institut für Normung
E	Evaporation
et	Formelkürzel für Input in einen technischen Verdampfungsprozess ( <i>evaporation</i> )
els	Subskript für anderswo entlassenes Wasser ( <i>elsewhere</i> )
$E_B$	Verdunstung von Bodenoberflächen ( <i>evaporation</i> )
EP	Eutrophierungspotential ( <i>eutrophication potential</i> )
EPD	Umwelt-Produktdeklaration ( <i>environmental product declaration</i> )
ET	Evapotranspiration
$ET_0$	<i>Gras-Referenzverdunstung</i> nach Allen et al. (1994) die international für die Berechnung der potentielle Verdunstungshöhe verwendet wird
$ET_c$	Evapotranspiration von Landmassen
$ET_O$	Evapotranspiration von Wasserflächen
$ET_{PC}$	ET, die als Niederschlag wieder auf Landmassen fällt
$ET_{PO}$	ET, die als Niederschlag über Meeren niedergeht
FD	Freshwater Depletion (Mila I Canals et al. 2009)
FEI	Freshwater Ecosystem Index (Mila I Canals et al. 2009)
f	Formelkürzel für Faktor
$f_{GWR}$	Grünwasser-Recycling-Faktor ( <i>green water recycling</i> )
FK	Feldkapazität in mm
FK10	Feldkapazität in mm für eine Profiltiefe von 1m (10 dm)
foss	Subskript für fossiles Wasser

gn	Subskript für grünes Wasser ( <i>green water</i> )
GWP	Treibhausgaspotential ( <i>global warming potential</i> )
gy	Subskript für graues Wasser ( <i>gray water</i> )
HAD	Hydrologischer Atlas von Deutschland
I	Interzeptionsverdunstung
id	Formelkürzel für direkte Eingänge in das Produktsystem ( <i>direct intake</i> )
Idx <sub>a</sub>	Trockenheitsindex ( <i>aridity</i> )
Idx <sub>an</sub>	Anthropogener Index
Idx <sub>cl</sub>	Klimaindex
Idx <sub>h</sub>	Feuchteindex ( <i>humidity</i> )
Idx <sub>qual</sub>	Qualitätsindex
Idx <sub>st</sub>	Speicherindex
ii	Formelkürzel für indirekte Eingänge in das Produktionssystem ( <i>indirect intake</i> )
imp	Subskript für importiertes Wasser
in	Formelkürzel für Input ( <i>intake</i> )
Ind <sub>WU</sub>	Wirkungsindikator der Wirkungskategorie « Wasserverwendung »
ISO	International Organization for Standardization
iV	Formelkürzel für Ausgangskonzentration eines Wasserinhaltsstoffes ( <i>initial value</i> )
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser in Deutschland
LCA	Ökobilanz ( <i>Life Cycle Assessment</i> )
nb	Formelkürzel für keinen Nutzen im Produkt ( <i>no-benefit</i> )
nFK	nutzbare Feldkapazität in mm
nFK10	nutzbare Feldkapazität in mm für eine Profiltiefe von 1m (10 dm)
O	Formelkürzel für Überschuss ( <i>overflow</i> )
ODP	Ozonabbaupotential ( <i>ozone depletion potential</i> )
P	Niederschlag ( <i>precipitation</i> )
p	Formelkürzel für Produkt
PDSI	Palmer Drought Severity Index (Palmer 1965)
pET	potentielle Evapotranspiration
PNP	Percentage of Normal Precipitation
PNV	Potentiell Natürliche Vegetation
POCP	Potential der Photosmogbildung ( <i>photochemical ozone creation potential</i> )
Q	Formelkürzel für (Wasser)Menge ( <i>quantity</i> )
qr	Formelkürzel für nach der Qualität bewertet ( <i>quality rated</i> )
Q <sub>stB</sub>	Biomasse zwischengespeicherte Wassermenge ( <i>stored in biomass</i> )
R	Abfluss ( <i>runoff</i> )
R <sub>d</sub>	direkte oberirdische Abflüsse

re	Formelkürzel für Prozess-Outputs ( <i>release</i> )
rec	Subskript für wiederaufbereitetes Wasser ( <i>recycled</i> )
R <sub>o</sub>	Zufluss aus stromaufwärts gelegenen Gebieten
R <sub>sec</sub>	sekundäre Wasserressourcen
R <sub>u</sub>	unterirdische Abflüsse
S	Formelkürzel für Wasseraufkommen ( <i>supply</i> )
S <sub>max</sub>	maximaler Wasserfüllstand des Bodens ( <i>store</i> )
SPI	Standardized Precipitation Index (McKee 1993)
sr	Formelkürzel für nach der Knappheit bewertet ( <i>scarcity rated</i> )
St	theoretischer Bodenwasserfüllstand ( <i>storage</i> )
SWSI	Social-Water-Stress-index (Ohlsson 2000)
T	Transpiration
tV	Formelkürzel für Endkonzentration eines Wasserinhaltsstoffes ( <i>terminal value</i> )
u	Subskript für unveränderte Qualität ( <i>unchanged</i> )
V	Verdunstung ( <i>vaporisation</i> )
W	Formelkürzel für Wasserentnahmen ( <i>withdrawal</i> )
w	Formelkürzel für eine gewichtete Menge ( <i>weighted</i> )
WDI	Water depletion Index (Berger e al. 2014)
wh	Subskript für weißes Wasser ( <i>white water</i> )
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie der EU (2008/105/EC)
WSI	Water Stress Indicator von Smakhtin et al. (2004a)
WTA	Withdrawal to Availability
ε <sub>c</sub>	Anteil der Evapotranspiration, der als Niederschlag wieder auf einen Kontinent fällt
η	Fehlerterm bei Baumgartner & Liebscher (1990)
τ	Anteil der Pflanzentranspiration am ET von Landmassen



## Zusammenfassung

Wassermangel bzw. der fehlende Zugang zu qualitativ hochwertigen Wasserressourcen sind in vielen Teilen der Welt dringende Probleme. Auswirkungen, die mit der Wasserverwendung verbunden sind, haben vor allem regionale Bedeutung. Erfassungs- und Bewertungsmethoden für die Unterstützung des Wassermanagements bzw. zur Ermittlung von Verbrauchsströmen werden benötigt und befinden sich teilweise in der Entwicklung.

Die Methode der Ökobilanzierung eignet sich für die Erfassung und Bewertung von Umweltauswirkungen, die durch Herstellung, Verwendung und Entsorgung von Produkten verursacht werden. Bisher gab es allerdings keine allgemeine Übereinkunft, wie die Verwendung von Wasser für verschiedene Produktsysteme in Ökobilanzen erfasst und bewertet werden sollte. In der Zwischenzeit wurden einige Methodenvorschläge entwickelt. Außerdem enthält die Methode des Water Footprint inzwischen viele Ökobilanzelemente und wird seit kurzem durch die ISO Norm 14046 geregelt. Die meisten verfügbaren Ökobilanzmethoden bewerten den Wasserverbrauch auf nationaler Ebene oder auf Ebene der großen Wassereinzugsgebiete. Um die regionalen Aspekte des Wasserverbrauchs besser darstellen zu können, ist ein geografisch anpassungsfähiger Ansatz erforderlich. Des Weiteren lässt sich mit Hilfe vorhandener Methoden oft nur die Verwendung von blauem Wasser bewerten, während z.B. grünes Wasser nicht betrachtet werden kann. Für die Bewertung der Wasserverwendung in biologischen Produktionssystemen ist eine Berücksichtigung der grünen Wasserflüsse allerdings notwendig.

Diese Arbeit präsentiert einen methodischen Ansatz, um die Wirkungskategorie "Wasserverbrauch" innerhalb von Ökobilanzstudien zu bewerten. Die Methode ermöglicht es, quantitative und qualitative Aspekte der Wasserverwendung in die Bewertung einzubeziehen. Sie erlaubt die Bewertung verschiedener Wasserarten auf verschiedenen geografischen Ebenen. Die Methode ist sowohl für Bewertung biologischer als auch technischer Produktionsprozesse geeignet. Dafür werden vergleichsweise geringe Anforderungen an die Datenverfügbarkeit gestellt. Die Bewertung setzt sich aus mehreren Einzelschritten zusammen. Zuerst wird eine quantitative Einschätzung der Wasserverwendung vorgenommen, die auf der Wasserverfügbarkeit in der betrachteten Region basiert. Im zweiten Schritt wird auf Grundlage der Veränderung der Qualität des verwendeten Wassers bewertet. Schließlich wird das Wirkungsbilanzergebnis durch Addition der quantitativen und qualitativen Elemente berechnet.

Die hier vorgeschlagene Methode ist auf verschiedenen räumlichen Skalen anwendbar, wenn die passenden Daten zur Verfügung stehen. Die Methode ist ein Ansatz, der sowohl die Bewertung von grünen als auch von blauen Wasserinputs erlaubt und sie dadurch vergleichbar macht. Außerdem verbindet der Ansatz die Bewertung des Wasserverbrauchs aus einer quantitativen und einer qualitativen Perspektive.



## Summary

Water scarcity or the missing access to high quality water resources are urgent problems in many parts of the world. The effects of water use mostly have a regional range. Assessment methods to support water management or methods to account on water consumption are required and are currently under development.

Life Cycle Assessment method (LCA) is suited to account and assess environmental impacts caused by manufacturing, use and disposal of products. However, until now there is no general agreement on how water use for different product systems can be integrated into LCA studies. Meanwhile some approaches have been developed. Furthermore the Water Footprint method contains many elements of LCA and is now regulated by ISO standard 14046. Most of already available LCA methods assess water consumption at national level or on catchment level of the major streams. A more adaptable approach to regional parameters is needed in order to determine the regional importance of water use. Further, previous methods can only be applied to one type of water (e.g. blue water) while other types, like green water, are not considered. However, especially for the assessment of water use by biological production systems the consideration of green water flows is essential.

This study presents a methodical approach to assess the impact category "Water use" within Life Cycle Assessment studies. The new method facilitates the inclusion of quantitative and qualitative aspects of water use in the assessment. It allows the assessment of different water types at different spatial levels within one framework. Therefore the method is suitable to assess both, biological and technical production processes. At the same time the requirements on data availability and modelling are quite modest.

The assessment consists of several steps. First a quantitative rating based on the climatic conditions and the anthropogenic influence on water availability in the area is carried out. A further step assesses water quality changes caused by its utilization. Finally the category indicator result is calculated by adding the quantitatively and qualitatively rated amounts of the used water.

The method is suitable for various scales but having suitable data available might be problematic in some cases. Nevertheless, the method is an approach which allows the joint assessment of green water flows as well as blue or grey water flows and makes them comparable to each other. Furthermore it is a methodological attempt which combines water use assessment from a quantitative and a qualitative perspective.



# 1 Hintergrund und Ziel

## 1.1 Problemstellung

Der OECD Umweltausblick zählt Wassermangel, Verschlechterung der Wasserqualität sowie die extensive Wasserverwendung durch die Landwirtschaft zu den fünf schwerwiegendsten Problemen, die es weltweit in den Jahren bis 2030 zu lösen gilt (OECD 2008). Nur 2,5% der globalen Wasservorräte bestehen aus Süßwasser. Davon ist wiederum ein Großteil in Gletschern und in Form von Eis an den Polen gebunden. Von der verfügbaren Süßwassermenge werden weltweit 70% zur Bewässerung landwirtschaftlicher Kulturen verwendet (OECD 2008). Der wachsende Nahrungsmittelbedarf, sowie der verstärkte Anbau von Energiepflanzen könnten in den kommenden Jahren nicht nur zu einer Erhöhung des Wasserbedarfs führen, sondern durch Landnutzungsänderungen auch zu einem verstärkten Oberflächenabfluss und Bodenerosionen (Ribeiro et al. 2010).

Ebenso erhöht sich der Wasserbedarf durch einen steigenden Bedarf an Energie. Wasser- und Energiebedarf stehen in einem engen Zusammenhang (UNEP 2010; European Commission 2012). Sowohl für die Erzeugung von Energie aus erneuerbaren Quellen (Biomasse, Wasserkraft) als auch aus fossilen Quellen wird Wasser benötigt. Auf der anderen Seite erfordert die Aufbereitung von Trinkwasser, die Klärung von Abwässern oder die Meerwasserentsalzung Energie. Des Weiteren ist es für die Beurteilung von Möglichkeiten der Treibhausgasvermeidung z.B. durch Kohlenstoffspeicherung in Wäldern von Bedeutung, die Verfügbarkeit von Wasser zu berücksichtigen. Diese Zusammenhänge bringen das Thema Wasser auch auf die Agenda internationaler Organisationen wie der Vereinten Nationen (UN Water 2014). Der Umfang der Wasserverwendung und die Wasserqualität sind auch Teil des Kriterienkatalogs für die Zertifizierung von Produkten aus Biomasse (GBEP & FAO 2011) sowie für die Bewertung nachhaltiger Entwicklung (UN 2007b). Auch andere internationale Institutionen unterhalten Programme zu Themen der nachhaltigen Verwendung und Bewirtschaftung von Wasserressourcen (UNECE 2009; UNESCO-WWAP 2009; OECD 2010b; European Commission 2012; WHO & UNICEF 2012). Ziele dieser Programme sind die effiziente Verwendung der knappen und essentiellen Ressource Wasser sowie ihre zukünftige Verfügbarkeit, vor dem Hintergrund von Klimawandel und anderen Veränderungen.

Zur Ermittlung und Beurteilung der genannten Wirkungszusammenhänge sowie zur Verbesserung und Unterstützung des Wassermanagements werden Bewertungsmethoden und -instrumente benötigt. Daher gibt es zurzeit einige wissenschaftliche Bestrebungen, solche Tools und Standards zu entwickeln. Eine Möglichkeit besteht in der Erweiterung bereits bestehender Methoden zur Bewertung von Umweltwirkungen, wie zum Beispiel der Ökobilanzmethodik.

Die Ökobilanzierung ist ein Instrument, mit dessen Hilfe Stoffflüsse und deren Umweltauswirkungen über den gesamten Lebensweg eines Produktionsprozesses, eines Produkts oder einer Dienstleistung erfasst und bewertet werden können. Der Verbrauch von Wasser aus verschiedenen Quellen und die qualitative Veränderung von Wasserressourcen werden allerdings im Rahmen einer Ökobilanz bisher nur unzureichend erfasst. Aus diesem Grund wird eine Ergänzung der Methodik benötigt. Auch die Anforderungen der Ökobilanznorm ISO 14044 (DIN EN ISO

---

2006a) selbst, machen eine Weiterentwicklung der Methodik erforderlich. Die Norm regelt das Vorgehen bei der Ökobilanzierung und verlangt einen umfassenden Satz an Wirkungskategorien, der die Umweltthemen widerspiegelt, die mit einem Produktsystem verbunden sind. Der bisher zur Verfügung stehende Satz an anerkannten Wirkungskategorien und Wirkungsabschätzungsmethoden erfüllt nicht die Anforderungen der Norm. Das Umweltthema Wasserverwendung und dessen Auswirkungen können derzeit nur unzureichend durch eine Ökobilanz abgebildet werden. Eine Abwägung zwischen Wasserverbrauch und verschiedenen anderen Umweltthemen wie z.B. Klimawirkungen, Energieverbrauch könnte erst nach der Einführung einer solchen zusätzlichen Wirkungskategorie vorgenommen werden.

Es liegen bereits einige Methodenvorschläge zur Erfassung der Wasserverwendung in Ökobilanzen vor (Maes et al. 2009; Milá i Canals et al. 2009; Pfister et al. 2009; Boulay et al. 2011b). Und auch bei der inzwischen weit verbreiteten Methode des „Water Footprinting“ (Ridoutt & Pfister 2010; Hoekstra et al. 2011; Ridoutt & Pfister 2013) wird der Wasserverbrauch für ein Produkt, ein Individuum, eine Nation etc. über den gesamten Lebensweg mengenmäßig erfasst. Dieses Verfahren, dessen Methodik im letzten Jahr auch durch eine ISO-Norm festgelegt wurde, ermöglicht einen Überblick über die Wassermenge, die insgesamt benötigt wird. Da sich Wasser jedoch in einem Kreislauf bewegt und nicht jede Wasserverwendung gleichzeitig ein Verbrauch oder Aufbrauch der Ressource bedeutet, ist die Betrachtung der reinen Verbrauchsmenge oft irreführend. Ein Bewertungsschritt, durch den der Verbrauch aufgrund der Arten der Wasserverwendung relativiert wird, ist zusätzlich erforderlich. Einige neuere Methoden enthalten einen Wirkungsbilanzschritt, um die potentiellen Wirkungen der Wasserverwendung zu bewerten (Pfister et al. 2009; Bayart et al. 2010; Motoshita et al. 2011). Diese Methoden sind jedoch schwer vergleichbar, weil ihr Schwerpunkt auf speziellen Arten der Wasserverwendung, auf bestimmten Wasserarten oder auf sehr unterschiedlichen Wirkungsbeziehungen liegt. Eine umfassende Ökobilanzmethode zur Bewertung der verschiedenen Arten der Wasserverwendung existiert derzeit nicht.

## 1.2 Zielsetzung und Vorgehensweise

Ziel dieser Arbeit ist es, eine Erweiterung der Ökobilanzmethode zu entwickeln. Diese Erweiterung soll es ermöglichen, die Verwendung von Süßwasser entlang des Lebensweges eines Produktes zu erfassen sowie daraus resultierenden Wirkungen zu bewerten. Dadurch soll es dem Anwender zukünftig relativ einfach möglich sein, festzustellen, welches der von ihm verglichenen Produkte, die Verfügbarkeit wertvoller Wasserressourcen<sup>1</sup> quantitativ und qualitativ am wenigsten beeinträchtigt. Dabei geht es weniger um eine Ermittlung von potentiellen Wirkungen auf einen bestimmten Wirkungsendpunkt, sondern um eine Einschätzung der Bedeutung der jeweiligen Wasserverwendung unter Knappheitsbedingungen. Die Bewertungsmethode sollte in ihren Einzelschritten nachvollziehbar und im Rahmen einer herkömmlichen Ökobilanz durchführbar sein. Bei der Bewertung der Wasserverwendung soll sowohl Wasser aus Grund- oder

---

<sup>1</sup> Mit wertvollen Wasserressourcen ist dabei Wasser gemeint, das leicht vom Menschen entnommen werden kann und eine gute Qualität (z.B. Trinkwasserqualität) besitzt.

Oberflächengewässern als auch im Boden gebundenes Wasser berücksichtigt werden. Dabei sollten auch lokale Aspekte, wie z.B. die Wasserverfügbarkeit, berücksichtigt werden.

Der Fokus der Arbeit richtet sich dabei auf die Entwicklung einer geeigneten Lösung, durch welche sich auch die Wasserverwendung durch biologische Produktionssysteme in die Bewertung integrieren lässt. Damit könnten biologische Produktionsprozesse besser als bisher in die ökobilanzielle Analyse einer Herstellungskette integriert werden. Mit Hilfe einer solchen erweiterten Methode wäre es dann möglich, biologische und technische Produktionsprozesse miteinander zu vergleichen. Die hier eingeführte Methode soll das Bewertungsspektrum der Ökobilanz erweitern, um die Umweltwirkungen eines Produktes oder Produktionsprozesses noch umfassender als bisher beschreiben zu können. Dadurch soll zukünftig auch die Verwendung von Wasser, neben den etablierten Wirkungskategorien, in Ökobilanzen erfasst werden können.

Als Grundlage für die Entwicklung des neuen Methodenvorschlags ist eine umfassende Auswertung und Analyse bisheriger methodischer Ansätze erforderlich. Ein weiterer großer Teil der Arbeit besteht aus der theoretischen Herleitung und Erarbeitung geeigneter Indikatoren für die Bewertung der Wasserverwendung, bevor der Methodenansatz selbst beschrieben wird. Der Einsatz der Methode anhand einer Beispielproduktion aus dem biologischen Bereich, nämlich der Holzproduktion in Kurzumtriebsplantagen, demonstriert die Funktionsweise und die Besonderheiten des neuen Ansatzes.

---

## 2 Grundlagen Wasserkreislauf und Wasserverwendung

### 2.1 Wasserkreislauf und Wasserhaushalt

Wasser ist eine endliche aber erneuerbare Ressource. Wasser befindet sich in einem Kreislauf, der von der Verdunstung angetrieben wird. Der größte Teil des Wasserumsatzes findet über den Meeren statt. Verdunstetes Wasser kehrt als Niederschlag ins Meer zurück, nur ein kleiner Teil gelangt zu den Landflächen. Der andauernde Umlauf sorgt dafür, dass Wasser immer gereinigt wird und wieder benutzt werden kann (Atkinson 1999). Vor allem Niederschlag und Verdunstung über den Landflächen sind für den Menschen von entscheidender Bedeutung und stehen deshalb meist im Zentrum der Betrachtung (Baumgartner & Liebscher 1990).

Der Wasserkreislauf über Land lässt sich in drei räumliche Skalen unterteilen: global, regional und lokal. Auf regionaler Ebene, innerhalb eines Wassereinzugsgebiets lässt sich die Wasserbilanz mit Hilfe der allgemeinen Gleichung (2-1) darstellen (Baumgartner & Liebscher 1990). Die Wasserhaushaltsgleichung setzt sich aus den Elementen Niederschlag ( $P$ ), Verdunstung ( $V$ ), Abfluss ( $R$ ) und der Speicheränderung ( $\Delta S$ ) zusammen. Erweitern lässt sich die Wasserhaushaltsgleichung durch die Berücksichtigung der Evapotranspiration ( $ET$ ). Wie aus Gleichung (2-2) hervorgeht, ist dies die Summe aus der Verdunstung von vegetationsfreien Oberflächen, genannt Evaporation ( $E$ ), der Transpiration von Pflanzen ( $T$ ) und der Verdunstung von Pflanzenoberflächen, der sogenannten Interzeptionsverdunstung ( $I$ ). Der Abfluss ( $R$ ) kann nochmals in Oberflächenabfluss und unterirdischen Abfluss unterteilt werden. Die Speicheränderung ( $\Delta S$ ) ist die Differenz aus Rücklage und Aufbrauch.

$$P = V + R + \Delta S \quad (2-1)$$

$$V := ET = E + T + I \quad (2-2)$$

Weitere Unterteilungen der Größen werden im Rahmen einer regionalen Wasserbilanz (2-3) vorgenommen. Dabei werden zusätzlich die Zuflüsse aus stromaufwärts gelegenen Gebieten ( $R_o$ ) auf der Angebotsseite berücksichtigt. Auf der Verbrauchsseite der Gleichung finden sich die unterirdischen Abflüsse ( $R_u$ ) und die direkten oberirdischen Abflüsse ( $R_d$ ) in andere Gebiete sowie ein Fehlerterm  $\eta$  (Baumgartner & Liebscher 1990).

$$P + R_o - ET = R_u + R_d + \Delta S + \eta \quad (2-3)$$

Lokale Wasserbilanzen beschreiben kleine Einzugsgebiete mit spezifischer Landnutzung. Da damit meist kürzere Zeiträume betrachtet werden können, werden die Größen Niederschlag ( $P$ ), Verdunstung ( $ET$ ) und Abfluss ( $R$ ) nochmals unterteilt. Dabei wird zwischen fallendem (z.B. Regen, Hagel, Schnee), abgesetztem (Tau, Reif) und abgefangenem Niederschlag (Raureif, Nebelauskämmung) unterschieden, sowie der Menge an Niederschlagswasser, das den Boden erreicht. Die Verdunstung lässt sich unterschieden in vom Boden, von Wasserflächen oder von Oberflächen mit Pflanzenbedeckung verdunstetem Wasser. Der Abfluss lässt sich wiederum in

den unmittelbaren Direktabfluss und den verzögerten Basisabfluss unterscheiden, wobei beide Größen wiederum aus weiteren Elementen bestehen.

Neben den räumlichen Dimensionen des Wasserkreislaufs unterscheiden sich die Ströme auch in ihrer zeitlichen Dynamik. Das Wasser wechselt innerhalb des Kreislaufs zwischen den verschiedenen Zustandsformen, welche unterschiedlich lange andauern. Global erfolgt ein Austausch zwischen den Kontinenten und Ozeanen durch Verdunstung, Niederschlag und Abfluss. Auch im regionalen Kreislauf trägt die Verdunstung zur Niederschlagsbildung bei. Die lokale Niederschlagsbildung wird gespeist durch die schnelle Verdunstung von Wasser durch Pflanzen (Transpiration  $T$ ), von Pflanzenoberflächen (Interzeptionsverdunstung  $I$ ) oder vom Boden oder sonstigen Oberflächen (Evaporation  $E$ ). Wasser aus biologischen Systemen wird innerhalb von Tagen ausgetauscht, Wasser in Ozeanen im globalen Maßstab hat eine Umlaufzeit von mehreren tausend Jahren (Baumgartner & Liebscher 1990).

## 2.2 Natürlicher und anthropogener Wasserkreislauf

Als Grundlage für die im Folgenden präsentierte Methodenerweiterung erscheint es sinnvoll, die von Atkinson (1999) getroffene Unterscheidung zwischen natürlichem und dem sogenannten „synthetischen“ Wasserkreislauf einzuführen. Der natürliche Wasserkreislauf verläuft wie zuvor in Kapitel 2.1 beschrieben. Der synthetische Wasserkreislauf, den man auch als anthropogenen Wasserkreislauf bezeichnen könnte, ist ein vom Menschen beeinflusster Nebenkreislauf des natürlichen Wasserkreislaufs. Der Mensch entnimmt Wasser aus Grundwasserleitern oder Oberflächengewässern und pumpt es in Aufbereitungsanlagen. Nach seiner Verwendung und gegebenenfalls seiner Wiederaufbereitung wird das Wasser wieder in den natürlichen Wasserkreislauf abgegeben. Natürlicher und anthropogener Wasserkreislauf sind miteinander verwoben.

Einflüsse auf den natürlichen Wasserkreislauf und die natürliche Wasserverfügbarkeit verlaufen also über den anthropogenen Wasserkreislauf. Vor allem an den Schnittstellen treten die bedeutenden Wirkungen auf. Dabei verlaufen die Wirkungen sowohl von der Umwelt auf den Menschen, als auch vom Menschen auf die Umwelt. So verknüpft beispielsweise Wassermangel aufgrund klimatischer Bedingungen die für den Menschen verfügbare Ressource. Auf der anderen Seite beeinflusst die Entlassung verschmutzten Wassers wiederum das Entlassungsgewässer und im Unterlauf gelegene Gewässer und Ökosysteme. Die Abbildung 2-1 gibt im Folgenden einen Überblick über die Schnittstellen zwischen natürlichem und anthropogenem Wasserkreislauf. Dabei bezeichnen die roten Pfeile den anthropogenen Wasserkreislauf und die blauen den natürlichen.

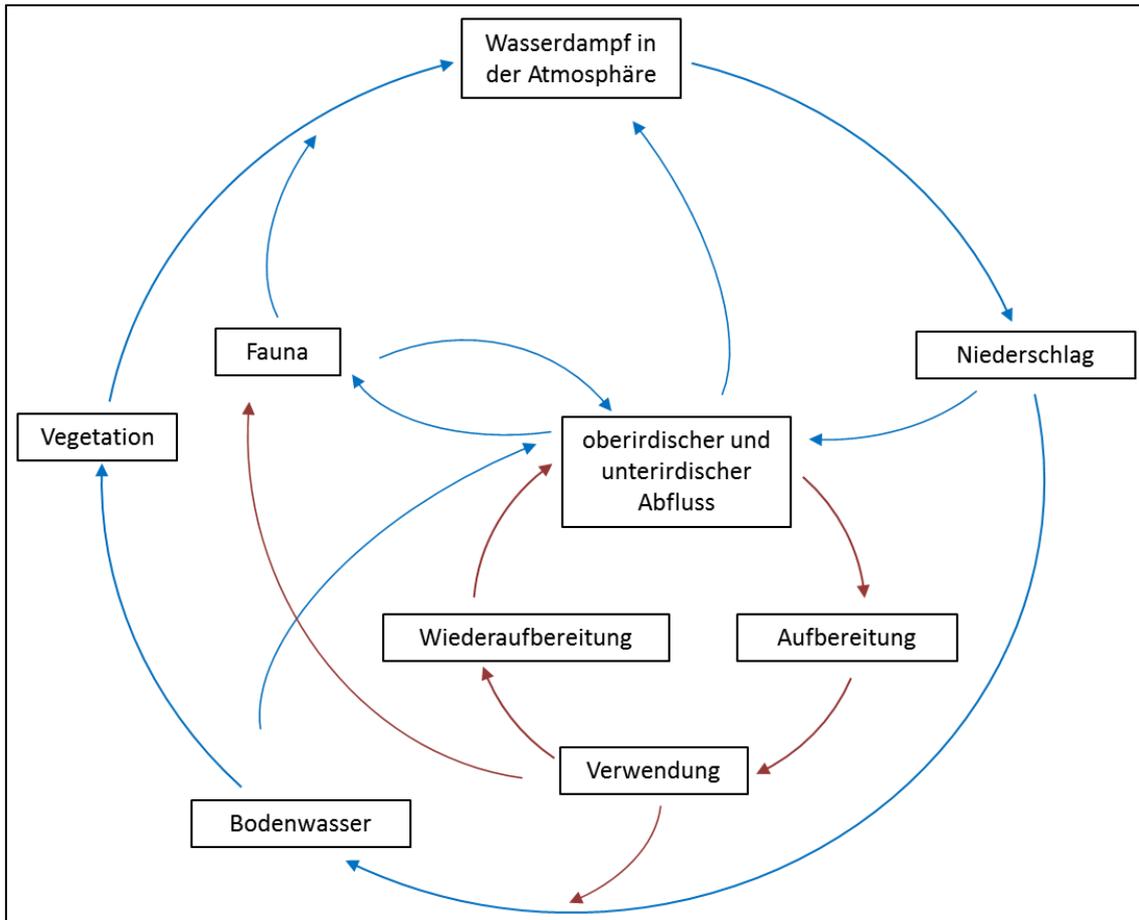


Abbildung 2-1: Zusammenspiel von natürlichem und anthropogenem Wasserkreislauf.

## 2.3 Definition verwendeter Begriffe

### 2.3.1 Wasserarten

Wasser, das für einen Produktionsprozess genutzt wird, kann verschiedenen Ursprungs sein. Nicht jede Art von Wasser ist für den Menschen unmittelbar verfügbar. Deshalb unterschied Falkenmark bereits 1981 zwischen Wasser, das nur direkt für Pflanzen verfügbar ist, und dem Wasser, das direkt vom Menschen entnommen werden kann. Später wurden diese beiden Wasserarten von Falkenmark and Mikulski (1994) mit Hilfe von Farben als grünes bzw. blaues Wasser bezeichnet. Sie definieren „grünes Wasser“ als jenes Wasser, das aus der durchwurzelten Zone von Böden von Pflanzen aufgenommen werden kann und dadurch die biologische Produktion ermöglicht. Dabei wird evaporisiertes Wasser nicht berücksichtigt. Eine Abbildung in einem späteren Artikel von Falkenmark (1997b) verdeutlicht die Unterschiede zwischen grünem und evaporisiertem Wasser, das dort im Gegensatz zu grünem Wasser als „unproduktives Wasser“ bezeichnet wird. In einem gemeinsamen Artikel erklären Falkenmark and Rockström (2006) ausführlich das Konzept der Wasserfarben. Dabei wird grünes Wasser wie ursprünglich bei (Falkenmark 1997a) als pflanzenverfügbares Wasser aus der Bodenzone beschrieben. Diese Unterscheidung zwischen grünem und blauem Wasser diente der Bewertung von Auswirkungen

durch Landnutzung und Wassermanagement (Falkenmark & Rockström 2006) bevor sie Eingang in die Water Footprint Methode fand.

Die Definition von grünem Wasser im Rahmen des Water Footprint kommt der von (Falkenmark 1997a) sehr nahe. Dabei wird der Teil des Niederschlags als grünes Wasser bezeichnet, der nicht zum Abfluss wird (Hoekstra et al. 2011). Der grüne Water Footprint bezieht sich daher auf evaporative Flüsse von Landmassen, die für land- oder forstwirtschaftliche Produktion vom Menschen genutzt werden. Das betrifft alle evapotranspirativen Flüsse, die produktionsbedingt sind, sowie Wasser, das in Produkten enthalten ist. Sonstiges aus dem Boden oder über Vegetation verdunstetes Wasser wird nicht in den Water Footprint einbezogen. Des Weiteren wird in der Begriffswelt des Water Footprint verschmutztes Wasser als graues Wasser bezeichnet.

Als neue Wasserkategorie wird hier „weißes Wasser“ für verdampftes Wasser eingeführt. Der Begriff wurde schon 1995 von Falkenmark verwendet, bezeichnete jedoch bei ihr lediglich evaporiertes Wasser. Um den Wasserkreislauf vollständig durch die Wasser-Farben beschreiben zu können, werden diese in dieser Arbeit um die Bezeichnung ‚weißes Wasser‘ erweitert. Als weißes Wasser wird hier auch Wasserdampf und verdampftes oder verdunstetes Wasser bezeichnet, das aus Transpiration oder aus technischen Erhitzungsprozessen hervorgeht.

Die Farben Blau und Grün bezeichnen die Art der Wasserressource, während Grau und Weiß eher auf eine bestimmte Qualität oder Eigenschaft des Wassers hinweisen. Leider werden jedoch die Begriffe der Wasserfarben in der Literatur, zum Teil auch von den gleichen Autoren, verschieden definiert. So existiert z.B. eine weitere Definition von grünem Wasser von (Rockström & Gordon 2001). Sie zählen jede Art von Wasser, das durch Evapotranspiration in die Atmosphäre gelangt, zum grünen Wasser. Dabei wird sowohl blaues Wasser, das zur Bewässerung von landwirtschaftlichen Kulturen verwendet wird, als auch Grundwasser, das von Wäldern aufgenommen wird, als grünes Wasser bezeichnet.

Aufgrund der unterschiedlichen Verwendung der Begriffe in der Literatur, ist es an dieser Stelle notwendig, die in dieser Arbeit verwendeten Synonyme für die Wasserarten nochmals genau zu definieren (Tabelle 2-1).

**Tabelle 2-1: Wasserarten und ihre Definition, die in dieser Arbeit verwendet werden**

<b>Wasserart</b>	<b>Definition</b>
Blaues Wasser	- vom Menschen nutzbares Wasser - Einteilung nach Oberflächen- oder Grundwasser; Oberflächenwasser aus Seen, Flüssen, Talsperren oder dem Meer
Grünes Wasser	- im Boden gespeichertes Wasser - durch Pflanzen nutzbar - kann aus dem Boden evaporieren, oder aber von Pflanzen transpiriert werden
Graues Wasser	- durch die menschliche Verwendung verschmutztes Wasser
Weißes Wasser	- bezeichnet Wasserdampf - gelangt entweder durch Transpiration, Interzeptionsverdunstung, Evaporation oder technische Verdampfungsprozesse in die Atmosphäre

---

Die schematische Abbildung 2-2 verdeutlicht die Verknüpfungen und Zusammenhänge der einzelnen Wasserarten innerhalb eines lokalen Wasserkreislaufs. Der lokale Wasserkreislauf erhält seinen Input nicht nur aus Niederschlag, sondern auch durch Zuflüsse aus anderen Gebieten. Mit seinem Abfluss liefert er Wasser an andere Gebiete. Grünes Wasser ist immer mit dem Boden verbunden. Blaues Wasser kann hingegen oberirdisch oder unterirdisch vorkommen. Das grüne Wasser ist für den Menschen direkt unbrauchbar, spielt aber für die Produktion von Biomasse eine sehr große Rolle. Dies kann landwirtschaftlich oder forstwirtschaftlich genutzte Biomasse sein. Aber auch Biomasse, die nicht zur direkten Versorgung von Menschen erzeugt wurde, kann dem Mensch indirekt dienen (Erholung, Naturerlebnis etc.). Des Weiteren ist die Vegetation ein wesentlicher Bestandteil und Antrieb des Wasserkreislaufs (Huxman et al. 2005; Jewitt 2006). Durch Evapotranspiration entsteht weißes Wasser, das später wieder als blaues Wasser, in Form von Niederschlag, zurück auf die Erdoberfläche gelangt.

Aber auch blaues Wasser aus Grund- oder Oberflächenwasser kann zu grünem Wasser werden, indem es für die Bewässerung eingesetzt wird. Des Weiteren decken vor allem Bäume und Wälder einen Teil ihres Wasserbedarfs aus Grundwasser. Blaues und grünes Wasser sind also einerseits durch den kapillaren Aufstieg von Grundwasser und andererseits über die Perkolation von Bodenwasser ins Grundwasser miteinander verbunden. Ein hoher Verbrauch von grünem Wasser kann die Verfügbarkeit von blauem Wasser beeinträchtigen. Der Verbrauch der einen Wasserart wirkt sich also unter Umständen auf die Verfügbarkeit der anderen Wasserart aus. Bei einer Analyse des Wasserverbrauchs für jede Art von Produktionsprozessen sollten deshalb alle relevanten Wasserflüsse berücksichtigt werden.

Auch innerhalb des anthropogenen Wasserkreislaufs sind die Wasserarten miteinander verbunden und gehen an bestimmten Stellen ineinander über. So wird z.B. aus grauem Wasser in einer Kläranlage blaues Wasser. Wird graues Wasser allerdings auf einer Landfläche verrieselt, entsteht in der Regel grünes Wasser.

In die im Folgenden vorgeschlagene Methode werden sowohl grüne als auch blaue Wasserflüsse einbezogen. Es soll also ermöglicht werden, die Wasserverwendung sowohl für biologische als auch für technologische Produktionsprozesse zu erfassen und zu bewerten. Die anderen Wasserfarben werden hier eingeführt, weil sie für die vollständige Beschreibung des Wasserkreislaufs notwendig sind.

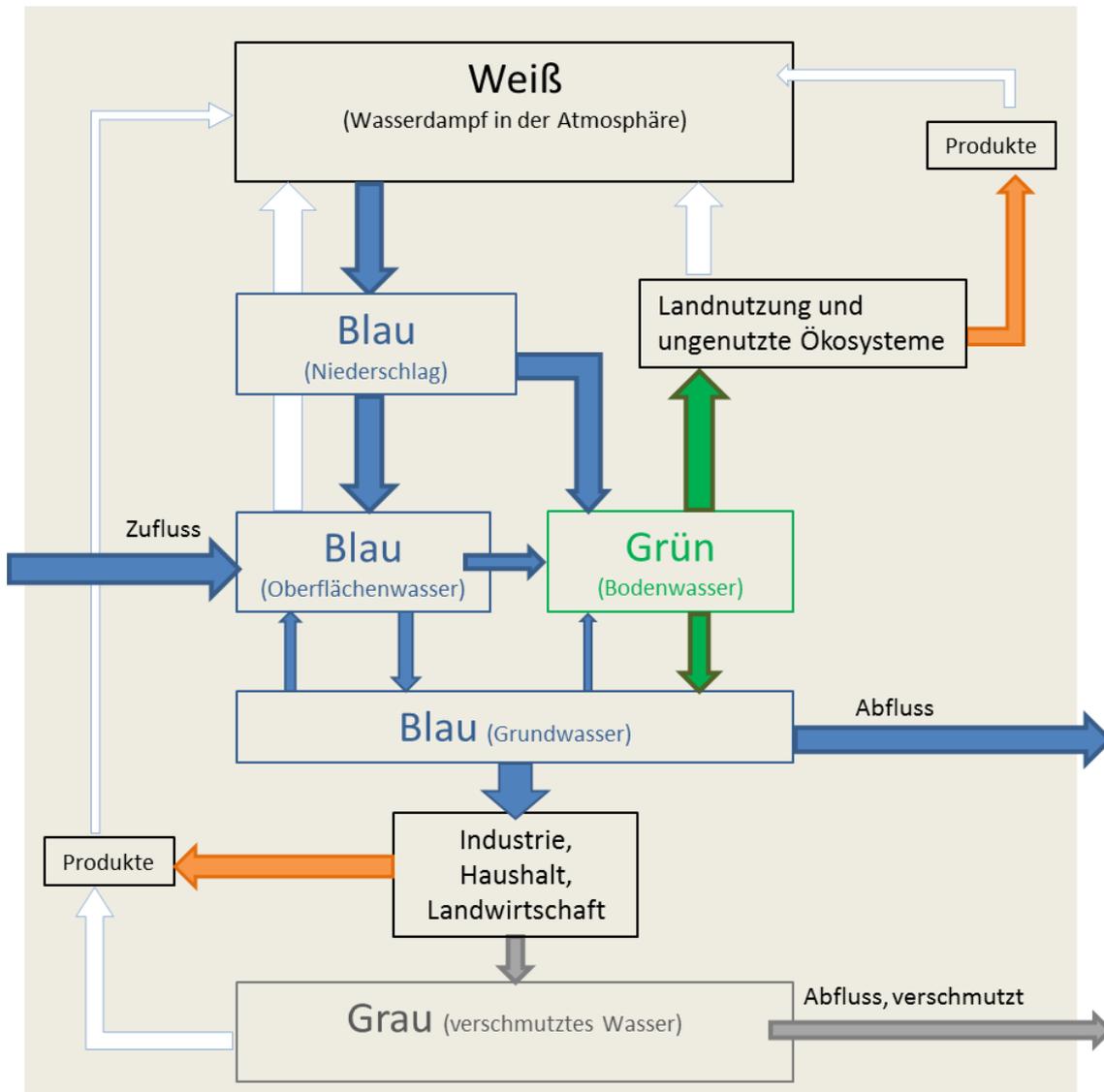


Abbildung 2-2: Zusammenhänge zwischen den Wasserarten innerhalb eines lokalen Wasserkreislaufs.

### 2.3.2 Varianten der Wasserverwendung

Wasser kann sehr unterschiedlich und für die vielfältigsten Zwecke verwendet werden. Dabei kann nach dem Ort der Verwendung oder der Verwendungsintensität unterschieden werden. Die Einteilung nach der Verwendungsintensität hängt aber auch von den räumlichen Unterschieden zwischen Entnahme- und Entlassungsort des Wassers ab.

Der Begriff „Wasserverwendung“ wird in der vorliegenden Arbeit als Überbegriff benutzt, immer wenn Wasser in irgendeiner Form eingesetzt wird. Alle Definitionen, die den Begriff weiter spezifizieren, werden im Folgenden erläutert.

Owens legte im Jahr 2001 eine erste Systematisierung und Definition der Wasserverwendung vor, an der sich andere Autoren orientiert haben. Dabei werden verschiedene Wasserressourcen

---

sowie verschiedene Arten der Wasserverwendung nach Ausmaß und Ort unterschieden. Auch die in dieser Arbeit verwendeten Definitionen sind an Owens (2001) angelehnt.

Das Ausmaß der Verwendung gliedert Owens in Nutzung („use“), Verbrauch („consumption“) und Aufbrauch („depletion“). Ergänzend dazu wird hier noch die Kategorie „Gebrauch“ als Spezialfall der Nutzung eingeführt. Bei der Nutzung wird Wasser entnommen und nach dessen Einsatz wieder in dasselbe Gebiet entlassen, wo es von weiteren Nutzern verwendet werden kann. Der Gebrauch geschieht meist vor Ort im Gewässer („in-stream“), wie z.B. durch ein Wasserkraftwerk.

Wasserverbrauch bedeutet die Verwendung von Wasser, das meist aus dem natürlichen Gewässer entfernt und später nicht im selben Gebiet entlassen wird. Dadurch steht es nicht unmittelbar für nachfolgende Nutzer zur Verfügung. Bei dieser Art der Verwendung wird das Wasser aus dem Ursprungsgewässer entnommen und außerhalb verwendet („off-stream“). Der Aufbrauch von Wasser ist ein Spezialfall des Verbrauchs und bedeutet die Entnahme von Wasser aus einer Quelle, die sich nicht oder nur sehr langsam regeneriert. Das entnommene Wasser wird meist in andere Gebiete überführt und fehlt deshalb dauerhaft am Ort der Entnahme.

Des Weiteren werden bei Owens (2001) verschiedene Wasserressourcen nach Ort ihres Vorkommens in Grund- und Oberflächenwasser unterteilt. Dabei wird jedoch nur die Kategorie blaues Wasser erfasst, grünes Wasser wird in seiner Systematisierung nicht berücksichtigt.

In der vorliegenden Arbeit wird zwischen den in Tabelle 2-2 zusammengefassten Begriffen für die Wasserverwendung differenziert. Die Definitionen wurden aus den Klassifizierungen von Owens (2001), Pfister et al. (2009) und Bayart et al. (2010) zusammengestellt. Dabei werden mehrere Kriterien genannt, die die jeweilige Art der Verwendung näher definieren. Ist eines der Kriterien erfüllt, wird die Art der Wasserverwendung der jeweiligen Kategorie zugerechnet.

Stewart and Weidema (2005) schlagen in ihrem Konzept vor, die Verwendung von Ressourcen anhand ihrer Wiederverwendbarkeit zu beurteilen. Sie unterscheiden 3 Qualitätsstufen, in denen die Ressourcen nach ihrer Verwendung vorliegen können und ob sie in dieser Form wiederverwendet werden können. Diese Klassifizierung lässt sich auch für die Wasserverwendung anwenden. Die Outputs werden dabei unterteilt in:

- nicht verfügbar zur Wiederverwendung
- nicht direkt, aber nach Aufbereitung wiederverwendbar
- direkt wiederverwendbar mit der gleichen oder einer höheren Qualität

**Tabelle 2-2: Definitionen der verschiedenen Arten der Wasserverwendung (nach Owens 2001; Pfister et al. 2009; Bayart et al. 2010)**

1	2	Art der Verwendung	Definition
		Wassergebrauch	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verwendung im Ursprungsgewässer, keine Entnahme</li> <li>• direkt wiederverwendbar mit der gleichen Qualität</li> </ul>
		Wassernutzung	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Entnahme von Wasser, Verwendung, eventuell anschließende Aufbereitung in der Produktionsstätte (bei Direkteinleitern) vor der Entlassung in dasselbe Einzugsgebiet</li> <li>• den Nutzern am Unterlauf wird kein Wasser vorenthalten</li> <li>• nach der internen Aufbereitung wiederverwendbar</li> <li>• insofern die Wasserqualität bei Einleitung nicht schlechter als die bei der Entnahme</li> </ul>
X	X	Wasserverbrauch	<ul style="list-style-type: none"> <li>• qualitative Veränderung einer Wasserart bzw. Veränderung des Aggregatzustandes</li> <li>• Überführung von Wasser aus dem Ursprungsgebiet in ein anderes</li> <li>• es findet keine Rückführung statt (alle Arten der Evaporation; Pumpen von Wasser in andere Gebiete)</li> <li>• Nutzern am Unterlauf wird Wasser vorenthalten</li> <li>• nicht im Gebiet verfügbar zur Wiederverwendung</li> </ul>
X	X	Aufbrauch oder Übernutzung von Wasserressourcen	<ul style="list-style-type: none"> <li>• extreme Form des Verbrauchs, bei dem die Quelle nicht in ausreichendem Maße neugebildet wird</li> <li>• ohne Rückführung des Wassers in dasselbe Gebiet</li> <li>• nicht im Gebiet verfügbar zur Wiederverwendung</li> </ul>

1: Entfernung aus dem Gebiet; 2: Veränderung der Qualität

Wird Wasser nach seiner Verwendung wieder abgegeben, besitzt es oft eine andere Qualität als das ursprünglich entnommene Wasser. In Europa und Nordamerika werden Abwässer zunächst behandelt, bevor sie wieder in das ursprüngliche oder andere natürliche Gewässer entlassen werden. Weltweit hatten 2010 jedoch nur 63% der Menschen Anschluss an ein Abwassersystem (WHO & UNICEF 2012). Vor allem in Afrika und Südasien gelangt der überwiegende Teil der Abwässer ungeklärt in natürliche Gewässer (Corcoran et al. 2010).

Meist stehen Wasserart und Verwendung im unmittelbaren Zusammenhang. Jeder Produktionsprozess ist auf eine bestimmte Wasserart und häufig auch auf eine damit verbundene Wasserqualität angewiesen. Industriell gefertigte Produkte benötigen zumeist mehr oder weniger aufbereitetes blaues Wasser, während zumindest in Mitteleuropa, landwirtschaftliche Produkte zumeist mit grünem Wasser aus Regenwasser produziert werden. In ariden Regionen wird grünes Wasser für landwirtschaftliche Zwecke oft durch Bewässerung aus blauem Wasser erzeugt. Dort wird der enge Zusammenhang zwischen den beiden Wasserarten besonders deutlich. Für biologische Produktionsprozesse ist Wasser eine Grundvoraussetzung, ohne das keine Produktion

---

stattfindet kann. Bei der Photosynthese wird aus Wasser und anderen anorganischen Ausgangsstoffen unter der Einwirkung von UV-Strahlung organische Substanz aufgebaut. Von der Pflanze aufgenommenes Wasser wird entweder im dampfförmigen Zustand wieder abgegeben oder zum gewissen Teil in der Pflanze gespeichert.

Blaues Wasser kann verbraucht oder genutzt werden. Die Nutzung von Wasser findet in allen Prozessen statt, wo Wasser zur Energieerzeugung, als Kühlmittel oder sonstiger Betriebsstoff eingesetzt wird und direkt am Ort der Nutzung wieder in die Umwelt entlassen wird. Wird das Wasser allerdings durch technische Prozesse zu weißem Wasser verdampft und in andere Gebiete verfrachtet, wird das als Verbrauch angesehen. Auch wenn blaues Wasser vom Ort seines Ursprungs durch das Einfügen in ein Produkt oder durch Pumpen in ein anderes Gebiet verbracht wird, gilt das Wasser als Verbrauch. Auch hier kann eine Aufbereitung von verschmutztem Wasser vor dem Entlassen in die Umwelt notwendig sein.

Die Verwendung von grünem Wasser für biologische Produktionsprozesse fällt ebenfalls unter die Kategorie „Wasserverbrauch“, da auch hier Wasser nicht in dem Gebiet verbleibt, in dem es entnommen wurde. Das Wasser wird verändert, als Wasserdampf in die Atmosphäre abgegeben, verfrachtet und als Niederschlag in anderen Gebieten zurückgeführt. Ein Teil des grünen Wassers bleibt bei biologischen Produktionsprozessen im Produkt gespeichert und wird danach eventuell in andere Regionen verbracht.

Eine Einteilung nach der Nutzungsintensität hängt also auch von den räumlichen Unterschieden zwischen der Entnahme und Abgabe des Wassers ab. Zwischen diesen unterschiedlichen Formen der Verwendung sollte bei einer Bewertung im Rahmen der Ökobilanz differenziert werden.

## 2.4 Wirkungsebenen der Wasserverwendung

Wasser ist eine Grundvoraussetzung für alle lebensnotwendigen Prozesse, auf dessen Verwendung nicht verzichtet werden kann. Zudem wird Wasser für viele technologische Produktionsprozesse zwingend benötigt. Bestimmte Arten der Wasserverwendung können nicht verhindert werden. Nicht jede Verwendung von Wasser hat zugleich negative Auswirkungen. Dennoch rufen verschiedene Arten der Wasserverwendung unterschiedliche Wirkungen hervor. Diese zu klassifizieren und in positive oder negative Wirkungen zu unterscheiden, ist eine Grundvoraussetzung für die Bewertung der Wirkungen.

Die Wasserverwendung hat verschiedene Wirkungsebenen (vgl. Falkenmark 1986). Diese Ebenen kann man unterscheiden anhand von:

- **der verwendeten Wasserart:**
  - grün: Bodenwasser
  - blau: Grundwasser, Oberflächenwasser
  - grau: Abwasser, Bewässerung mit Brauchwasser

- **der Art der Wasserverwendung:**

- Gebrauch:

- Verwendung im Ausgangsgewässer, keine Entnahme
- Keine Qualitätsveränderung

- Nutzung:

- Entnahme, Verwendung und Rückführung in Ursprungsgebiet

- Verbrauch:

- Entnahme, Verwendung und danach Abgabe als Abwasser oder dauerhaftes Entfernen aus dem Ursprungsgebiet
- Bewässerung: blaues Wasser (aus anderen Gebieten) für landwirtschaftliche Produktion
- Pflanzenwachstum: danach Verdunstung, teilweise im Produkt gespeichert
- Industrielle Produktion: Entnahme, Verwendung, Abgabe meist in veränderter Form oder Export mit Produkt

- **der betrachteten Ökobilanzseite<sup>1</sup> (Ausgangspunkt von Wirkungen):**

- Input-Seite (aus der Umwelt in das betrachtete Produktsystem):

- Entnahme von Wasser
- Wirkung auf die Menge der Ressource

- Output-Seite (aus dem betrachteten Produktsystem in die Umwelt):

- Abgabe von Wasser (Abwässern, verändertem Wasser)
- die Abgabe von Schadstoffen o.ä. ins Wasser
- Wirkung auf die Qualität der Ressource

- **der Art der Wirkung:**

- quantitative Wirkungen: auf die zukünftige mengenmäßige Verfügbarkeit der Wasserressource

- qualitative Wirkungen: auf die zukünftige Güte oder Beschaffenheit der Wasserressource

- **dem Ort der Wirkung (abhängig vom Ort der Abgabe):**

- Gewässer: Grundwasser, Oberflächenwasser

- Boden: Bodenwasser, Bodenchemie

---

<sup>1</sup> Erläuterungen zur Methode der Ökobilanzierung finden sich in Kapitel 3.4

---

- **der Wirkungsrichtung:**

- direkte Wirkungen: auf den Menschen (Gesundheit, Ernährung, Hygiene, Produktion sonst. Güter)
- indirekte Wirkungen: auf die unmittelbare Umwelt des Menschen (Wasserhaushalt, Wildtiere, Wildpflanzen, Erholung, land- und forstwirtschaftliche Produktion)

Außer den genannten Bereichen kann man noch zwei verschiedene Bereiche von Ursachen unterscheiden. Nicht nur die direkte Verwendung von Wasser wirkt auf den Wasserkreislauf, der Mensch greift zum Beispiel durch die Landnutzung auch indirekt in den Wasserhaushalt ein (Baumgartner & Liebscher 1990). Auf letzteren Aspekt wird in dieser Arbeit jedoch nicht weiter eingegangen.

In Tabelle 2-3 werden die Zusammenhänge zwischen den zuvor genannten Wirkungsebenen dargestellt. Dabei werden, ohne den Anspruch auf Vollständigkeit, Beispiele für alle drei Arten der Wasserverwendung dargestellt. Für verschiedene Beispiele von Gebrauch (Gb), Verbrauch (Vb) und Nutzung (Nz) werden mögliche quantitative oder qualitative Wirkungen genannt.

Ebenfalls entscheidend ist der Teilschritt der Wasserverwendung, von dem eine Wirkung ausgeht bzw. ausgelöst wird. In der zuvor aufgelisteten Einteilung wurde dieser Aspekt unter dem Stichpunkt „betrachtete Bilanzseite“ beschrieben. Die Entnahme (EN) von Wasser, die Abgabe von Abwässern (AB) oder die Freisetzung von Schadstoffen in Gewässer (AS) können solche Auslöser bzw. Ausgangspunkte von Wirkungsketten sein.

**Tabelle 2-3: Mögliche direkte Wirkungen auf Gewässer durch verschiedene Arten der Wasserverwendung**

Verwendung für	Wasserart	Art der Verwendung	Auslöser	Quantitative Wirkungen	Qualitative Wirkungen
Transport	B	Gb	AB AS		Verunreinigungen durch Schmier- und Treibstoffe
Industrie/ Produktion	B	Nz Vb	EN AB AS	Abnahme Wassermenge in Grund- und Oberflächengewässern	Verunreinigungen durch die Entlassung von Schweb-, Schad- und Giftstoffen oder Abfällen; Temperaturveränderungen
Dienstleistungen/ Haushalte	B	Gb Nz Vb	EN AB AS	Abnahme Wassermenge in Grund- und Oberflächengewässern	Verunreinigungen durch Schmier- und Treibstoffe, Bakterien, Schadstoffe, Schwebstoffe, Abfälle, Arzneimittelrückstände
Aquakulturen	B	Gb	AS		Verunreinigungen durch Bakterien, Fäkalien, Rückstände von Medikamenten, Futtermittel, Pestizide etc.
Energieerzeugung	B	Gb Nz	EN AB	Abflussregime Verdampfen von Wasser	Temperaturveränderungen
Sport/Erholung/ Freizeit	B	Gb Nz	AB AS		Verunreinigungen durch Schmier- und Treibstoffe, Bakterien, Schadstoffe, Schwebstoffe, Abfälle Temperaturveränderungen
Wasser- und Abwasserwirtschaft	B	Nz Vb	EN AB	Abnahme Wassermenge in Grund- und Oberflächengewässern	Verunreinigungen durch Schadstoffe, Rückstände von Medikamenten, Schwebstoffe, Bakterien
Landwirtschaft (Bewässerung)	B	Vb	EN AB AS	Abnahme Wassermenge in Grund- und Oberflächengewässern	Verunreinigungen durch Düngemittel und Pestizide, Versalzung, Zunahme Erosion/Sedimentation
Land- und Forstwirtschaft (nicht bewässert)	G	Vb	EN AS	Abflussregime Grundwasserneubildung	Verunreinigungen durch Düngemittel/Pestizide oder Abfälle/Fäkalien aus der Viehhaltung; Verstärkung oder Abschwächung von Erosion/Auswaschung

**Wasserart:** B=blaues Wasser; G=grünes Wasser; **Art der Verwendung:** Gb=Gebrauch, Nz=Nutzung, Vb=Verbrauch; **Auslöser:** EN=Entnahme von Wasser; AB=Abgabe von Abwässern; AS=Abgabe von Stoffen ins Wasser

Nachdem in Tabelle 2-3 auf die direkten Wirkungen menschlichen Handelns auf den Wasserkreislauf eingegangen wurde, sollen auch noch die potentiellen indirekten Wirkungen erläutert werden. Menschliches Handeln, das zu einer Veränderung des Klimas führt, kann sich im weiteren Verlauf auch auf den Wasserkreislauf auswirken. Des Weiteren kann menschliches Handeln, das die Bodenstruktur oder Bodenchemie verändert ebenfalls lang- oder kurzfristige Auswirkungen auf den Wasserhaushalt haben. Außerdem können Emissionen, die Wälder bzw. die Vegetation im Allgemeinen schädigen, sich auch auf den Wasserhaushalt auswirken. Zahlreiche weitere indirekte Wirkungen sind denkbar, werden allerdings in dieser Arbeit nicht weiter berücksichtigt. Im Allgemeinen werden indirekte Wirkungen ohnehin nicht durch beschreibende, sogenannte „attributive“ Ökobilanzen betrachtet, sondern werden meist mit Hilfe von Ökobilanzen<sup>2</sup> mit folgenreorientierten, sogenannten „consequential“ Ansätzen untersucht.

Einige der genannten direkten Wirkungen werden in der Ökobilanzmethodik bereits durch etablierte oder in der Entwicklung befindliche Wirkungskategorien (Eutrophierung, Versauerung, Landnutzung) abgebildet und werden deshalb in dieser Arbeit nicht weiter berücksichtigt. In Tabelle 2-4 sind solche Aktivitäten des Menschen zusammengefasst, die sich auf Gewässer auswirken können, auch wenn für die Aktivität unmittelbar kein Wasser verwendet wird.

**Tabelle 2-4: Mögliche Wirkungen auf Gewässer ohne die unmittelbare Verwendung von Wasser**

Ursache	Quantitative Wirkungen	Qualitative Wirkungen
Siedlungen, Infrastruktur, Industrieanlagen (Flächenversiegelung)	Abflussregime	Verunreinigung durch Schadstoffe/toxische Stoffe
Rohstoffabbau (Öl, Kohle, Gesteine und Mineralien)	Landschaftswasserhaushalt (umleiten, abpumpen)	Verunreinigungen (toxische Stoffe)
Deponien		Verunreinigungen des Grundwassers durch Auswaschung von Schadstoffen
Viehhaltung		Verunreinigung von Grund- und Oberflächenwasser durch Exkremente, Medikamente
Tanks/Lager (Chemikalien, Dünger, Exkremente)		Verunreinigungen von Grund- und Oberflächengewässern durch Austreten von toxischen Stoffen; Konzentration von Nährstoffen
Landschaftsgestaltung (Parks, Gärten, Flurbereinigung)	Abflussregime Grundwasserneubildung	Verunreinigungen durch Düngemittel/Pestizide
Hochwasserschutz/ Gewässerausbau	Veränderung Abflussregime Veränderung der Wassermenge und Fließgeschwindigkeit im Unterlauf	Veränderung der Sedimentation

Sowohl direkte als auch indirekte Wirkungen auf den Menschen sind für die Bewertung von Auswirkungen der Wasserverwendung interessant. Die letztlichen Wirkungsmechanismen auf

<sup>2</sup> Weitere Erklärungen zur Methode der Ökobilanzierung finden sich in Kapitel 3.4

die Wirkungsendpunkte menschliche Gesundheit oder Ökosystemqualität sind in den meisten Fällen jedoch nicht ausreichend empirisch festgestellt oder nicht bekannt.

In Tabelle 2-5 werden die möglichen direkten oder indirekten Wirkungen auf den Menschen zusammengefasst, die aus Verwendung oder Abgabe von blauem bzw. grünem Wasser resultieren können. Direkte Wirkungen betreffen den Menschen unmittelbar. Sie schädigen seine Gesundheit, führen zu Nahrungsmangel oder einem Verlust an Wohlbefinden da zu wenig Wasser in ausreichender Qualität zur Verfügung steht. Indirekte Wirkungen entstehen durch Veränderungen von Ökosystemen, die einen Wert für den Menschen besitzen. Das kann sowohl terrestrische als auch aquatische Ökosysteme betreffen. Der Wert eines Ökosystems für den Menschen entsteht entweder aus einem direkten Nutzen oder einem indirekten Nutzen. Ein direkter Nutzen entsteht aus bereitgestellten Gütern, sowie aus regulierenden oder kulturellen Leistungen, die von Ökosystemen erbracht werden (Millennium Ecosystem Assessment 2003). Der indirekte Nutzen ergibt sich lediglich aus dem Wissen um die Existenz eines Ökosystems, auch wenn dieses nicht direkt genutzt wird. Er wird als Existenzwert bezeichnet. Auch der Optionswert eines Ökosystems kann einen indirekten Nutzen stiften, der sich aus einer möglichen zukünftigen Nutzung ergibt (Elsasser 2011). Teilweise stellen Ökosysteme auch nur Teilleistungen zur Verfügung, die erst durch den Einsatz von zusätzlichem Kapital einen Nutzen für den Menschen erbringen (Fisher et al. 2011).

**Tabelle 2-5: Mögliche Folgen verschiedener Arten des Wasserverbrauchs und deren direkte und indirekte Wirkungen auf den Menschen**

<b>Art</b>	<b>Mögliche Effekte</b>	<b>Wirkungen direkt</b>	<b>Wirkungen indirekt</b>
<b>Blaues Wasser</b>	Speicheränderung von blauem Wasser (Seen, Talsperren, Teiche etc.)	Verfügbarkeit von Trinkwasser/Brauchwasser (Überleben, Gesundheit, Wohlbefinden)	Wassermangel für aquatische Ökosysteme - Veränderung der Artzusammensetzung (Pflanzen/Tiere)
	Verminderung des Abflusses (Fließgewässer)	Sedimentation, Versalzung wegen ungenügender Entwässerung (stromabwärts)	Wassermangel für aquatische Ökosysteme oder vom Wasser beeinflusste Ökosysteme stromabwärts - Veränderung der Artzusammensetzung (Pflanzen/Tiere)
	Absenkung Grundwasserspiegel	Verfügbarkeit von Grundwasser als Trinkwasser/Brauchwasser (Überleben, Gesundheit, Wohlbefinden)	Veränderung der Artzusammensetzung (Pflanzen/Tiere) in umliegenden, natürlichen aquatischen und terrestrischen Ökosystemen
	Verlust fossiler Grundwassersreserven	Ressourcenverfügbarkeit für zukünftige Generationen	
	Verschmutzung, Temperaturveränderungen	Verunreinigung von Wasser; Unbrauchbar zur Trinkwassergewinnung, als Brauchwasser oder Badegewässer etc.	toxische Wirkung, Eutrophierung oder Temperaturänderung im Ökosystem –Veränderung der Lebensbedingungen und damit auch der Artzusammensetzung (Pflanzen, Tiere)
<b>Grünes Wasser</b>	Veränderung des Abflussregimes	Verminderung oder Erhöhung der Nährstoffauswaschung/ Erosion (Trinkwasser, Brauchwasser, Schifffahrt, Badegewässer etc.)	Wassermangel für aquatische Ökosysteme oder vom Wasser beeinflusste Ökosysteme im Einzugsgebiet Anreicherung von Nährstoffen, Sedimenten in Ökosystemen im Einzugsgebiet
	Beeinflussung der Neubildung von Grundwasser	Grundwasserverfügbarkeit (Trinkwassergewinnung, Brauchwasser etc.)	Wasserverfügbarkeit in Grundwasser beeinflussten Ökosystemen
	Veränderung der Verfügbarkeit von grünem Wasser	Anstieg des Salzgehaltes in Böden (in ariden Gebieten) geringere Erträge in der Land- und Forstwirtschaft	Beeinflussung von umliegenden, natürlichen Ökosystemen - Veränderung der Artzusammensetzung (Pflanzen/Tiere)

## 2.5 Verfügbarkeit von Wasser

Um den Wasserverbrauch und dessen Bedeutung bewerten zu können, ist es nötig die lokale Wasserverfügbarkeit zu berücksichtigen. Diese kann sich aufgrund unterschiedlicher Ursachen erheblich unterscheiden. Herrscht Wassermangel, kann dieser sowohl durch eine geringe Verfügbarkeit von Wasser als auch durch einen übermäßigen Verbrauch hervorgerufen werden. Eine geringe Verfügbarkeit kann auf klimatische oder auf infrastrukturelle Ursachen zurückzuführen sein. Aus diesem Grund wird im Folgenden zwischen Knappheit und Trockenheit unterschieden.

### 2.5.1 Wasserknappheit

Im Allgemeinen wird Knappheit immer durch das Verhältnis des jeweiligen Bedarfs zum Angebot bestimmt. Knappheit bedeutet dabei, dass nicht die Bedürfnisse aller nach einem Gut befriedigt werden können. So bildet sich für Wirtschaftsgüter zumeist ein Marktpreis, der als ein Zeiger für die Knappheit des jeweiligen Gutes herangezogen werden kann.

Von Wasserknappheit wird gesprochen, wenn für Mensch oder Umwelt nicht genügend Wasser zur Verfügung steht. Dennoch gibt es keine einheitliche Definition des Begriffs oder eine festgelegte Methode zur Ermittlung des Ausmaßes von Wasserknappheit.

Eine Definition des Begriffs „Wasserknappheit“ findet sich in einem Bericht der Fokus-Gruppe Wasser der Vereinten Nationen (UN 2007a). Diese bezeichnet „Wasserknappheit“ im Allgemeinen als den Punkt, an dem sich der Anspruch aller Nutzer, unter den herrschenden institutionellen Regelungen, negativ auf die Wasserversorgung oder Wasserqualität auswirkt und der Bedarf aller Sektoren, inklusive der Umwelt, nicht mehr ausreichend befriedigt werden kann.

Wasserknappheit hat eine physische sowie eine ökonomische bzw. institutionelle Dimension und bezieht sich dabei meist auf Ansprüche des Menschen. Dabei kann Wasserknappheit durch einen klimatisch bedingten Wassermangel ausgelöst werden, durch eine schlechte Infrastruktur bedingt sein oder aber durch gesteigerte Ansprüche der Konsumenten hervorgerufen werden. Meist entsteht Wasserknappheit in ariden oder semi-ariden Gebieten bedingt durch Trockenheit bzw. Klimaschwankungen bei gleichzeitigem starken Bevölkerungs- oder Wirtschaftswachstum. Wasserknappheit bedeutet also immer ein Missverhältnis zwischen Wasserangebot und Nachfrage (Chenoweth 2008b). Das Missverhältnis durch die Übernutzung von Grund- oder Oberflächengewässern geht dann meist mit einer Verschlechterung der Wasserqualität einher (Pereira et al. 2002).

In der Literatur vorhandene Knappheitsindizes bezeichnen meist die Knappheit bezogen auf die menschliche Verwendung. „Trockenheit“ bzw. „Dürre“ (Aridity) sind häufig Auslöser von Wasserknappheit (Scarcity), aber nicht immer die alleinige Ursache. Deshalb sollte deutlich zwischen Begriffen „Trockenheit“ und „Wasserknappheit“ unterschieden werden.

### 2.5.2 Trockenheit

Trockenheit wird, im Gegensatz zur Wasserknappheit, durch klimatische Einflüsse hervorgerufen. Es besteht ein Unterschied zwischen permanenter klimabedingter Trockenheit in einer Region und akuten Dürreperioden. Trockenheit resultiert meist aus einem Missverhältnis zwischen Niederschlag und Evapotranspiration (Thornthwaite 1948). Dabei kann der hohe Bedarf der Evapotranspiration nicht ausreichend durch Niederschläge gedeckt werden. Dürreperioden sind meist zeitlich begrenzt und entstehen durch unregelmäßige Schwankungen der Niederschlagsintensität. Das Auftreten, die Dauer und die Schwere von Dürreperioden sind kaum vorhersagbar (Pereira et al. 2002).

Die durchschnittliche jährliche Wasserverfügbarkeit kann zwischen den Jahreszeiten erheblich schwanken. Es kann auch in durchschnittlich ausreichend mit Wasser versorgten Gebieten in einigen Monaten zu Trockenzeiten kommen. Auch zwischen verschiedenen Gebieten mit jähr-

---

lich ähnlichen Niederschlagsmengen bestehen Unterschiede in der Regelmäßigkeit und Verlässlichkeit von Niederschlägen. Die potentielle Evapotranspiration ist ein weiterer Faktor, der zu unterschiedlichen Ausprägung von Trockenzeiten, in sonst ähnlich mit Wasser versorgten Gegenden, führen kann.

Es muss daher bei den Trockenheitsindikatoren wiederum zwischen Indizes für eine klimatisch bedingte permanente Trockenheit und Dürreindizes unterschieden werden.

## 2.6 Indizes zur Ermittlung der Wasserknappheit bzw. Trockenheit

In der Literatur gibt es eine ganze Reihe von Wasserknappheits- oder Trockenheits-Indizes. Dabei fehlen aber ebenso allgemeingültige Definitionen der Begriffe „Wasserknappheit“ und „Trockenheit“. Sie werden von den einzelnen Autoren auf ganz unterschiedliche Art und Weise festgelegt. Die meisten dieser Indikatoren basieren jedoch auf dem Verhältnis von Wasserverwendung und Verfügbarkeit.

Die herangezogenen Kriterien für die Ermittlung der Wasserknappheit lassen sich in drei Gruppen einteilen (vgl. Meigh et al 1999). Wasserknappheitsindizes können auf

- 1) physikalischen Zusammenhängen (z. B. Niederschlag zu Verdunstung)
- 2) dem Ausmaß der Verwendung im Verhältnis zur Verfügbarkeit
- 3) der Konkurrenzsituation um eine Ressource

beruhen. Aus Kriterien der ersten Gruppe werden die sogenannten Trockenheits- bzw. Dürreindizes gebildet. Die Kriterien der Gruppen 2) und 3) werden zur Ermittlung der meist ökonomisch, institutionell begründeten Knappheitsindizes verwendet.

### 2.6.1 Klimatische Trockenheits-Indizes

Klimatische Trockenheits-Indizes sind ein Maß für die langfristigen und großräumigen, klimatisch bedingten Wasserverhältnisse wie z.B. innerhalb von Klimazonen. Sie sind nicht geeignet, kleinere Gebiete innerhalb der Klimazonen abzubilden. Die meisten dieser Indizes klassifizieren mit Hilfe der Parameter Niederschlag, Temperatur oder potentieller Evapotranspiration den Grad der permanenten Trockenheit. Zu dieser Kategorie zählen auch die klassischen Klimaklassifikationssysteme von Köppen-Geiger (1954) und von Thornthwaite (1948). Köppen-Geiger nutzen für ihre Klassifikation eine Kombination aus fünf verschiedene Vegetationsformen, Niederschlagsregime und jährlichen Durchschnittstemperaturen (Kottek et al. 2006). Der Feuchte-Index von Thornthwaite (1948) berücksichtigt für die Berechnung von monatlichen Wasserdefiziten ( $D_m$ ) bzw. Wasserüberschüssen ( $O_m$ ) die Parameter Niederschlag, potentielle Evapotranspiration und Speicheränderungen. Er wurde entwickelt, um das Klima eines Ortes zu charakterisieren und ähnelt der klimatischen Wasserbilanz, die aus der Niederschlagsmenge abzüglich der Evapotranspiration berechnet wird (DIN 1994). Abweichend zur klimatischen Wasserbilanz wird bei Thornthwaite (1948) zusätzlich die Wasserspeicherfähigkeit des Bodens berücksichtigt.

Zur Bestimmung klimatisch bedingter Trockenheit werden auch häufig der „Aridity Index“ (UNEP 1992) oder der Budyko-Index (1958) verwendet. Der UNEP Aridity Index ( $A_i$ ) in Formel 3 (UNEP 1992) nutzt die zwei wichtigsten Parameter, um die hydrologischen Verhältnisse eines Gebietes zu bestimmen: jährliche Niederschlagsmengen ( $P$ ) und die potentielle Evapotranspiration ( $ET_p$ )<sup>3</sup>. Die potentielle Evapotranspiration wird dabei mit Hilfe der Methode von Thornthwaite (1948) ermittelt.

$$A_i = \frac{P}{ET_p} \quad (2-4)$$

Nach einem bestimmten Schlüssel werden die Gebiete von hyperarid bis humid eingestuft.

< 0.05	Hyperarid
0.05 - < 0.2	Arid
0.2 - < 0.5	Semiarid
0.5 - < 0.65	Dry Subhumid
≥ 0.65	Humid

Weitere Indizes zur Einordnung der hydrologischen Bedingungen in einem Wassereinzugsgebiet beziehen auch das Verhältnis aus Abfluss, Verdunstung und jährlichem Niederschlag in die Betrachtung ein (vgl. Formel (2-5)). Im langjährigen Gleichgewicht entspricht der Abfluss ( $R$ ) der Differenz aus Niederschlag ( $P$ ) und Evapotranspiration ( $ET$ ).

$$R = P - E \quad (2-5)$$

Die Einordnung des Klimas erfolgt also unter Berücksichtigung des Strahlungs- und Wasserhaushalts des Einzugsgebietes. Die Evapotranspiration steigt mit zunehmender Einstrahlungsenergie und dem Niederschlag. Bei starker Einstrahlung und wenig Niederschlag steigt die Trockenheit des Bodens, während die Evapotranspiration bei geringerer Einstrahlung abnimmt und sich der Abfluss vergrößert.

Budyko (1958) formulierte daraus eine Funktion, die als Budyko-Kurve bekannt ist (vgl. Formel (2-6)). Sie wurde entwickelt, um die langfristige Wasserbilanz eines Gebietes abzubilden. Das Verhältnis von Evapotranspiration ( $ET$ ) zu Niederschlag ( $P$ ) wird durch die Einstrahlungsintensität bestimmt. Budyko benutzt einen strahlungsbedingten Trockenheitsindex ( $\phi$ ) für die Bewertung des Feuchteangebots in einem Gebiet (Sanderson 1990). Der Trockenheitsindex setzt sich aus dem Verhältnis der durchschnittlichen jährlichen potentiellen Evapotranspiration ( $E_p$ ) und dem durchschnittlich jährlichen Niederschlag ( $P$ ) zusammen.

<sup>3</sup>Die potentielle Evapotranspiration wird in UNEP (1992) mit  $ET_p$  bezeichnet und deshalb in diesem Beispiel übernommen. Im restlichen Teil der Arbeit wird die pot. Evapotranspiration hingegen immer mit  $pET$  bezeichnet.

$$\begin{aligned} \bar{\phi} &= \frac{\bar{E}_p}{\bar{P}} \\ \bar{E}_p &= \frac{\bar{R}_n}{\lambda} \\ \frac{\bar{ET}}{\bar{P}} &= \sqrt{\left( \bar{\phi} \tanh \left( \frac{1}{\bar{\phi}} \right) (1 - e^{-\bar{\phi}}) \right)} \end{aligned} \quad (2-6)$$

$\bar{\phi}$  : Trockenheitsindex

$\bar{E}_p$  : langjähriges Mittel potentielle Evapotranspiration

$\bar{R}_n$  : Strahlungsbilanz

$\lambda$  : Verdampfungswärme

$\bar{ET}$  : langjähriges Mittel Evapotranspiration im Einzugsgebiet

$\bar{P}$  : langjähriges Mittel Niederschlag im Einzugsgebiet

Wagener et al. (2007) ordnen dem Schema von Budyko drei Einzugsgebiete zu. Es wird zwischen feuchten, mittleren und trockenen Gebieten unterschieden. Die durchschnittlichen Werte für die Evapotranspiration ermitteln Wagener et al. (2007) mit Hilfe der Differenz aus den langjährigen Mitteln von Niederschlag und Abfluss.

## 2.6.2 Dürre-Indizes

Die Gruppe der Dürre-Indizes beinhaltet agrarwirtschaftliche und hydrometeorologische Indizes. Agrarwirtschaftliche Dürre-Indizes benutzen die Parameter Bodenfeuchte und Evapotranspiration, um die Wasserverhältnisse für landwirtschaftliche Kulturen zu beurteilen. Meist werden dafür nachträglich Zeitreihen analysiert und langjährige Mittelwerte mit dem tatsächlichen Niederschlag abgeglichen. Dürre-Indices wurden vor allem entwickelt, um die Schwere und Dauer von Dürreperioden abzubilden. Hydrologische Dürre-Indizes werden genutzt, um beurteilen zu können, ob die Wasserversorgung für Bewässerung oder Energieversorgung gewährleistet ist. Dabei werden meist monatliche Anomalien der Abflussmenge mit langjährigen Durchschnittswerten verglichen. Ein meteorologischer Dürre-Index findet sich bei Palmer (1965). Der PDSI (Palmer Drought Severity Index) basiert auf Niederschlags-, Temperatur- und Bodenfeuchtwerten. Er wird vor allem in den USA verwendet und bezeichnet besonders trockene oder nasse Phasen, die von den normalen klimatischen Bedingungen abweichen. Der PDSI bezieht dabei auch die Dauer einer Dürre ein.

Der auf dem PDSI aufbauende agrarwirtschaftliche Crop Moisture Index (CMI) von Palmer (1968) kann zur Überwachung der kurzfristigen Feuchtebedingungen für die Landwirtschaft genutzt werden. Eingangsgrößen sind Temperatur und wöchentliche Niederschlagsmengen.

Der Index von Herbst et al. (1966) bildet nur mit Hilfe monatlicher Niederschlagsdaten, die für viele Orte zur Verfügung stehen, die Dauer und Intensität von Trockenheitsperioden ab. Damit

ist es möglich das Trockenheitsrisiko verschiedener Länder und Jahreszeiten miteinander zu vergleichen.

Der SPI (Standardized Precipitation Index) von McKee et al. (1993) wird mit Hilfe langjähriger Niederschlagsmesswerte ermittelt und bezeichnet die Wahrscheinlichkeit eines Niederschlagsdefizits für eine bestimmte Periode. Mit positivem Vorzeichen bezeichnet der ermittelte SPI-Wert mehr und mit negativem Vorzeichen weniger Niederschlag als gewöhnlich. Es existieren Weiterentwicklungen dieses Index von Tsakiris and Vangelis (2005) und Vicente-Serrano et al. (2010), die neben den Niederschlägen auch die Evapotranspiration in ihren Trockenheitsindikator einbeziehen.

Der PNP (Percentage of Normal Precipitation) ist einer der einfachsten Dürre-Indizes (vgl. Formel (2-7)). Er berechnet den Prozentwert des aktuellen Niederschlags ( $P_{act}$ ), einer bestimmten Zeitspanne oder Jahreszeit, vom langjährigen durchschnittlichen Niederschlag ( $P_m$ ) in dieser Periode.

$$PNP : \frac{P_{act}}{P_m} * 100 \quad (2-7)$$

### 2.6.3 Knappheitsindizes

In der Begriffswelt der Ökonomie bezeichnet „Knappheit“ ein geringeres Vorhandensein eines Gutes als es benötigt wird. Knappheit entsteht also nur, wenn ein Bedarf besteht. Bei den Knappheitsindizes für die Ressource Wasser wird daher meist der menschliche Bedarf ins Verhältnis zur Verfügbarkeit gesetzt. Bei der Angabe und der Ermittlung eines „Grundbedarfs“ gibt es jedoch erhebliche Unterschiede. Bei der Analyse bereits vorhandener Kennzahlen zeigt sich daher, dass solche Schwellenwerte für die Ermittlung von Knappheit nur bedingt aussagekräftig sind.

Der bekannteste dieser Kennzahlen, bezeichnet die Größe der erneuerbaren Wasserressource eines Landes pro Einwohner (Falkenmark 1989). Der Falkenmark-Indikator ermittelt die Anzahl der Personen pro 1 Mio.  $m^3$  Abfluss und Jahr. Laut Falkenmark (1989) liegt die untere Grenze der mindestverfügbaren Wassermenge für eine moderne Gesellschaft bei  $500 m^3$  pro Kopf und Jahr, wobei es jedoch bereits ab einer verfügbaren Wassermenge von  $1000 m^3$  pro Kopf und Jahr zu erheblichen Problemen kommen kann<sup>4</sup>. Als Minimum für den häuslichen Grundbedarf (inkl. industriellen Produkten) in einem mäßig entwickelten Land wird dabei von Falkenmark (1986) eine Menge von 130 l pro Kopf und Tag (ca.  $50 m^3$  pro Jahr) angegeben. Darüber hinaus müssten in einem Land der ariden Zone zusätzlich mindestens ca.  $400 m^3$  pro Kopf und Jahr für die Bewässerung von landwirtschaftlichen Kulturen zur Verfügung stehen. Es gibt allerdings keine Übereinkunft über eine minimale Menge Wasser, die für jeden täglich zur Verfügung stehen sollte, um alle Bedürfnisse (Trinkwasser, Hygiene, Konsum) zu befriedigen (Chenoweth 2008a). Die WHO geht von einem Bedarf von bis zu 15 l pro Tag aus, um die Mindestanforderungen an Trinkwasser, Hygiene und zum Kochen in Krisenfällen zu erfüllen (Reed & Reed 2011). Im Normalfall deckt diese Menge jedoch nicht den Bedarf eines modernen Menschen.

<sup>4</sup> auf die Ermittlung des Falkenmarkindicators wird auch nochmal im Kapitel 5.4.4, S.61eingegangen

---

Gleck (1996) empfiehlt 50 l pro Tag. Howard and Bartram (2003) sehen eine Versorgung mit 100 l pro Tag als optimal an. Der Mindestbedarf für die Menge des täglichen Konsums hängt auch vom Zugang zu Wasser ab und unterscheidet sich erheblich zwischen entwickelten Ländern und Entwicklungsländern (Howard & Bartram 2003). Laut Angaben der Wasserstatistik der FAO (FAO 2011) wurden zwischen 2000 und 2012 in den meisten Ländern Zentral- und Südafrikas weniger als 100 m<sup>3</sup> Wasser pro Person und Jahr verwendet, während in den USA und Kanada mehr als 1500 m<sup>3</sup> pro Person und Jahr verwendet wurden. Wasserknappheit wird mehr durch den Lebensstil der Bevölkerung sowie durch das Wassermanagement bestimmt als durch die Wasserverfügbarkeit (Savenije 2000). Der Falkenmark-Indikator war bis jetzt zwar einer der am häufigsten eingesetzten Indikatoren, er verliert allerdings angesichts globaler Lebensmittelmärkte, mit deren Hilfe die Versorgung auch aus ausländischem Anbau gedeckt werden kann, an Bedeutung. Weitere Probleme des Falkenmark-Indikators sind laut White (2012), dass er auf Länderebene berechnet wird und kleinräumige Unterschiede in Verbrauch und Verfügbarkeit nicht berücksichtigt werden. Künstliche Wasserressourcen, wie entsalztes Meerwasser, werden zudem nicht berücksichtigt. Zusammenfassend erscheint der Einsatz von Mindestbedarfsmengen angesichts der Definitionsunterschiede für die Darstellung von Knappheit als weniger gut geeignet.

Ohlsson (2000) entwickelte den Falkenmark-Indikator weiter, indem er ihn mit dem weithin akzeptierten Human Development Index zu seinem Social-Water-Stress-Index (SWSI) kombinierte. Dieser weiterentwickelte Index berücksichtigt die Anpassungsfähigkeit einer Gesellschaft, die durch den HDI ausgedrückt wird. Dadurch wird die Wasserversorgung in hochentwickelten Ländern mit vergleichsweise hoher Einwohnerdichte (z.B. Großbritannien, Südkorea, Belgien) nicht länger als angespannt (water stressed) eingestuft. Denn diese Länder sind institutionell und ökonomisch in der Lage, Wasserknappheit entgegen zu wirken.

Ein weiterer Knappheitsindikator ist der Water-Stress-Indicator (WSI) von Smakhtin et al. (2004a). Er drückt das Verhältnis der gesamten Wasserverwendung, einschließlich des Umweltwasserbedarfs, zur Wasserverfügbarkeit in einem Gebiet aus. Der WSI wird wie folgt interpretiert:

$WSI > 1$	Wassermangel, Aufbrauch von Ressourcen
$0,6 > WSI < 1$	Wasserstress, sehr stark Wasserentnahme
$0,3 > WSI < 0,6$	mäßiger Wasserstress, mäßige Wasserentnahme
$WSI < 0,3$	kein Wasserstress, geringe Wasserentnahme

Raskin et al. (1997) entwickelten den Water Resources Vulnerability Index, der oft auch als WTA-Index (Withdrawal to Availability) bezeichnet wird (Brown & Matlock 2011). Dieser Index bezeichnet das Verhältnis zwischen der gesamten jährlichen Wasserentnahme in einem Land und den verfügbaren Wasserressourcen. Die Wasserknappheit wird dann anhand kritischer Entnahmeraten festgemacht. So bedeutet eine Entnahme von mehr als 40% der gesamten erneuerbaren Wasserressourcen, dass im Land eine ernsthafte Wasserknappheit herrscht. Der WTA-Index wird sehr häufig angewendet, um den Umgang eines Landes mit seinen natürlichen Was-

Wasserressourcen zu charakterisieren (Anisfeld 2010). Es werden folgende Abstufungen des WTA-Verhältnis unterschieden:

WTA < 10%	keine Knappheit
10-20%	geringe Knappheit
20-40%	mäßige Knappheit
> 40%	ernste Knappheit

Obwohl das WTA-Verhältnis oft angewendet wird, gibt es auch zahlreiche Kritikpunkte. Nicht alle verfügbaren Wasserressourcen können vom Menschen tatsächlich genutzt werden. Es wird nicht berücksichtigt, wie viel Wasser im eigentlichen Sinne verbraucht wird und wie viel Wasser nur genutzt wird, das nach seiner Verwendung wieder zur Verfügung steht. Außerdem gibt es meist Probleme bei der Erfassung aller Wasserressourcen eines Landes und saisonale Unterschiede bei der Wasserverfügbarkeit bleiben unberücksichtigt. Auch künstliche Ressourcen, wie entsalztes Meerwasser oder wiederaufbereitetes Wasser, die in einigen Regionen einen Großteil der Wasserversorgung ausmachen, werden nicht erfasst. Andererseits kann die Wasserentnahme in Trockenzeiten leicht die Wasservorräte in einigen Regionen erschöpfen, auch wenn die Bilanz im Jahresdurchschnitt unkritisch ist (Rijsberman 2006; Anisfeld 2010).

Das Konzept des WTA-Verhältnis wurde von verschiedenen Autoren erweitert. So entstand zum Beispiel der Water Poverty Index (Sullivan 2002), der zusätzlich die Versorgungssicherheit und den Zugang zu Trinkwasser von Haushalten berücksichtigt. Oder es wurde, wie bei Vörösmarty et al. (2005), auch die Wasseraufbereitung bei der Beurteilung der Wasserverfügbarkeit berücksichtigt. Beim Watershed Sustainability Index (Chaves & Alipaz 2007) wird aus hydrologischen, ökologischen und soziologischen Komponenten ein komplexer Index zusammengesetzt.

Für die Weiterentwicklung der Water Footprint-Methode führten Hoekstra et al. (2011) den Blue Water Scarcity Indikator ein. Dabei wird der gesamte Fußabdruck des blauen Wasserverbrauchs eines Einzugsgebiets ins Verhältnis zur Wasserverfügbarkeit gestellt. Als verfügbares Wasser wird der Gesamtabfluss abzüglich des Umweltwasserbedarfs angesehen. Ebenso sollte nach Ansicht der Autoren (Hoekstra et al. 2011) der Green Water Scarcity Indikator berücksichtigt werden. Dieser beschreibt analog zum Blue Water Scarcity Indikator das Verhältnis des grünen Water Footprints zur Verfügbarkeit von grünem Wasser in einem Gebiet. Aufgrund Datenlage und größerer Probleme bei der Ermittlung der insgesamt verfügbaren Wassermenge, steht dieser Index noch nicht zur Anwendung bereit.

## 2.7 Wasserqualität

Wasser sollte nicht nur in der ausreichenden Menge sondern auch in einer angemessenen Qualität zur Verfügung stehen. Die Anforderungen an die Wasserqualität unterscheiden sich allerdings je nach Verwendungszweck. So erfordert die Verwendung von Wasser als Lebensmittel oder im medizinischen Bereich eine höhere Qualität als Wasser, das zur Energieerzeugung oder

---

als Transportmittel gebraucht oder genutzt wird. Auch bei der Herstellung chemischer oder technischer Produkte (Halbleiter, Chemikalien) werden zum Teil besondere Anforderungen an die Qualität des verwendeten Wassers gestellt. Die Qualitätsanforderungen an Wasser für verschiedene Verwendungszwecke richten sich aber teilweise auch nach den technischen Möglichkeiten der Rohwasseraufbereitung.

Daher existieren zahlreiche nationale und internationale Standards und Richtlinien, die gewisse Mindestanforderung an den Zustand von Wasser für einen bestimmten Verwendungszweck definieren. Einerseits existieren Regelungen der Wasserqualität zum Schutz der menschlichen Gesundheit. So zum Beispiel die EU-Standards für die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (98/83/EC) oder für die Qualität von Badegewässern (2006/7/EC). Andererseits gibt es Regelungen zum Schutz von Wasser als Ressource, die nicht ausschließlich auf die menschliche Verwendung ausgelegt sind, sondern auch dem Schutz von Tieren, Pflanzen und dem ökologischen Gleichgewicht dienen sollen. Die folgende Tabelle 2-6 enthält eine Auswahl verschiedener EU-Regelungen, die den Schutz von Gewässern zum Gegenstand haben. Die wichtigsten und umfangreichsten Vorgaben für die Überwachung und Bewirtschaftung, sowohl des mengenmäßigen als auch des qualitativen Zustands von Gewässern innerhalb Europas, enthält allerdings die Wasserrahmenrichtlinie WRRL (2000/60/EC). Den Mitgliedsstaaten kommt dabei eine erhebliche Rolle bei der Ausgestaltung und Umsetzung der Richtlinie zu.

---

**Tabelle 2-6     Auswahl verschiedener EU-Regelungen zur Sicherung der Qualität von Gewässern**

---

**Regelungen zum Schutz der menschlichen Gesundheit**

Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (98/83/EC)

Qualität von Badegewässern (2006/7/EC)

---

**Regelungen zum Schutz von Wasser und Gewässer als Ressource und Ökosystem**

Verordnung zum Schutz des Grundwassers (2006/118/EC)

Verordnung zum Schutz von Gewässern vor der Verschmutzung durch das Einleiten gefährlicher Substanzen (2006/11/EC)

Richtlinie zum Schutz von Gewässern vor Verunreinigungen durch Nitrate aus der Landwirtschaft (91/676/EEC)

Vorgaben für die Reinigung urbaner Abwässer (91/271/EEC)

Vorgaben über Industrieemissionen (2010/75/EU)

Qualitätskriterien für Gewässer, um das Leben von Süßwasserfischen zu ermöglichen (2006/44/EC)

Strategien zum Schutz der Meere vor Verschmutzung durch die Schifffahrt (2002/84/EC)

Verordnung zum Schutz der Gewässer vor Verschmutzungen durch Tenside aus Wasch- und Reinigungsmitteln (648/2004/EC)

---

**Übergeordnete Regelung**

Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EC) und ihre Novellierung (2008/105/EC)

---

Grundsätzlich kann zwischen Grenzwerten und Richtwerten unterschieden werden. Grenzwerte sind in Verordnungen und Gesetzestexten festgelegte Höchstkonzentrationen. Je nach Wasserverwendung gelten andere Grenzwerte, die in den einzelnen Gesetzestexten festgelegt werden. Grenzwerte sind zumeist normative Festlegungen, die sich zum Teil an bestimmten Wirkungen oder Schadenslevel orientieren. Teilweise repräsentieren die in Verordnungen festgesetzten Grenzwerte aber auch die Mindeststandards, die bei Einhaltung des jeweiligen Standes der Technik erreicht werden können. Dennoch können Grenzwerte einen Anhaltspunkt für die Bewertung bieten, indem sie gesellschaftlich erwünschte bzw. unerwünschte Umweltzustände aufzeigen. Sie können den Stellenwert bestimmter Wirkungen in der Gesellschaft widerspiegeln.

Richtwerte sind laut Definition des Springer-Umweltlexikons (Bahadir et al. 2000) nicht in einer Verordnung festgelegt und haben, im Gegensatz zu Grenzwerten daher keinen verbindlichen Charakter. Als Richtwert wird der Wert festgesetzt, der z.B. von 95% der Proben nicht überschritten wird. Richtwerte haben deshalb nur indirekte toxikologische Bedeutung.

Im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (European Parliament and Council 2000) wurden in Europa viele Flussgebiete untersucht und sowohl der qualitative als auch der mengenmäßige Zustand der Oberflächen- und Grundgewässer festgestellt. Die Wasserrahmenrichtlinie liefert im Anhang V Vorgaben für die Bewertung des ökologischen Zustands von Gewässern. Als guter ökologischer Zustand gilt eine geringe Abweichung des anthropogen beeinflussten Systems im Vergleich zu einem potentiell natürlichen Referenzzustand. Diese Referenz wird für jedes Gewässer oder Gewässergebiet individuell festgelegt. Für die Bewertung des ökologischen Zustands von Gewässern werden biologische, physikalisch-chemische und hydromorphologische Merkmale herangezogen. Biologische Merkmale sind zum Beispiel die Biomasse des Phytoplanktons und Algen sowie die Zusammensetzung der aquatischen Fauna. Chemische Merkmale sind in der Umweltqualitätsnorm als prioritäre Stoffe festgelegt und umfassen synthetische und nichtsynthetische Schadstoffe. Zur Erfassung des chemischen Zustands dient die sogenannte „Umweltqualitätsnorm“ 2008/105/EG, die Grenzwerte für verschiedene Schadstoffe vorgibt (European Parliament and Council 2008). Die zulässigen Höchstkonzentrationen bzw. Jahresdurchschnittswerte orientieren sich am Schutz von Gewässerorganismen und der menschlichen Gesundheit. Unter den hydromorphologischen Qualitätsmerkmalen werden strukturelle Merkmale wie zum Beispiel die Morphologie eines Flusses, der Uferbewuchs, die Auendynamik oder das Gezeitenregime zusammengefasst.

---

## 3 Bewertung von Umwelt und Umweltwirkungen

### 3.1 Allgemeine Anforderungen an Bewertungsverfahren

Grundsätzliche Anforderungen an Bewertungsverfahren wurden hier von Baumgartner (2004) übernommen. Als wichtigste Anforderung wird bei Baumgartner (2004) die Vollständigkeit gefordert. Das bezieht sich auf den Umfang der Untersuchung, die lebenszyklusweit alle Auswirkungen in die Betrachtung einbeziehen sollte. Insbesondere sollten aber, laut Baumgartner (2004), stoff- bzw. energiestrominduzierte Belastungen möglichst vollständig betrachtet werden.

Diese Anforderung kann auf die konkrete Bewertung z.B. der Wasserverwendung oder aber auf die Ökobilanz insgesamt als Bewertungsverfahren angewendet werden. Alle Umweltauswirkungen einer bestimmten Verwendung erfassen und abbilden zu wollen, erscheint im Angesicht der Komplexität und Vielfältigkeit der potentiellen Wirkungen als nicht realisierbar. Das gilt auch für die Ökobilanz als Bewertungsverfahren an sich. Trotzdem sollte versucht werden, die vielfältigen Wirkungen eines Produktionsprozesses auf die verschiedenen Umweltbereiche möglichst vollständig abzubilden. Insofern dient die Erarbeitung einer weiteren Wirkungsbilanzierungsmethode der Vervollständigung des Instruments Ökobilanzierung.

Eine weitere Anforderung Baumgartners betrifft die Abbildungsgüte der Untersuchung. Dabei sollte darauf geachtet werden, dass die Ergebnisse mit der Realität übereinstimmen. Dabei sollten folgende Teilkriterien beachtet werden:

- **Reliabilität:**  
Die Abbildung der Realität sollte möglichst genau sein. Eine wiederholte Anwendung sollte zu präzisen und stabilen Ergebnissen führen. Die Streuung der Ergebnisse sollte möglichst gering sein.
- **Objektivität:**  
Die urteilende Person sollte möglichst unabhängig sein. Die Untersuchung gleicher Bewertungsobjekte, Prozesse oder Zustände sollte gleiche Ergebnisse hervorbringen. Dafür sind transparente und nachvollziehbare Bewertungskriterien erforderlich (Anforderungen an Bewertungskriterien und die dazugehörigen Indikatoren siehe 6.3.1). Des Weiteren sollte die Bewertung sich an den Wertvorstellungen wichtiger Anspruchsgruppen orientieren.

Bei einer Bewertung sollte demnach auf eine inhaltliche Abbildungsgüte geachtet werden. Es sollte immer das bewertet werden, was vorgegeben wird zu bewerten. Auch die praktische Anwendbarkeit sollte bei der Entwicklung eines Bewertungsverfahrens im Vordergrund stehen. Dafür sollte neben der Praktikabilität die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens beachtet werden.

## 3.2 Grundlagen der Bewertung

Eine Bewertung ist immer ein relativer Prozess. Ein Zustand, eine Entwicklung oder ähnliches wird unter definierten Bedingungen analysiert und bekommt einen Wert zugewiesen. Das zu bewertende Objekt wird dabei immer im Verhältnis zu einem Bewertungsmaßstab bzw. einem anderen Bewertungsobjekt betrachtet. Die Bewertung spiegelt dabei auch immer die Beziehung des Bewertungssubjekts zum Bewertungsobjekt wider (vgl. Baumgartner 2004). Das Bewertungssubjekt führt die Bewertung durch und das Bewertungsobjekt wird bewertet. Das Bewertungsergebnis entsteht durch den Abgleich eines Modells des Bewertungsobjektes mit dem Bewertungsmaßstab. Dabei werden die tatsächlichen Eigenschaften des Objekts in Informationen über das Objekt umgewandelt, d.h., das Bewertungsobjekt wird transformiert und in seiner Komplexität reduziert. Werturteile können individualistische Werthaltungen des Subjekts sein, oder aber eine intersubjektive Gültigkeit besitzen. Die Wertung lässt sich in die Stellungnahme (Relation zwischen Bewertungsobjekt und Subjekt) und die Reflexion über den Sinn der Wertung unterteilen (Baumgartner 2004).

Diese theoretische Beschreibung eines Bewertungsvorgangs verdeutlicht den vorherrschenden Mechanismus einer Bewertung. Sie geht von einem denkenden Wesen mit einem Wertesystem aus, das die Bewertung durchführt. Im Allgemeinen und vor allem im Kontext der Umweltbewertungen kann also davon ausgegangen werden, dass es sich um eine vom Menschen ausgehende Bewertung handelt und dementsprechend durch eine anthropozentrische Sichtweise beeinflusst wird. Die überindividuelle Gültigkeit einer Wertaussage muss gerechtfertigt werden. Das geschieht in dem Fall, wenn dem zugrunde liegenden Wert eine allgemeine Gültigkeit zukommt (Baumgartner 2004).

Klassifizierung von Werturteilen:

1. Wertprädikate: beziehen sich auf Wertaussagen wie gut, schlecht, akzeptabel etc.
2. Einschätzende oder weisende Funktion im Wissenschafts- bzw. Handlungsprozess; weisende Werturteile beinhalten eine Handlungsaufforderung

Damit Bewertungen jedoch vergleichbar sind, wird ein Bewertungssystem benötigt (Stelzer 1997). Im Rahmen von Bewertungssystemen werden oft die folgenden Elemente verwendet, die an dieser Stelle kurz definiert werden sollen. Im Sinne dieser Definitionen werden die Begriffe auch im Verlauf der vorliegenden Arbeit verwendet.

- **Kriterien:**  
Kriterien sind kennzeichnende Merkmale, die als Grundlage für eine Entscheidung dienen können.
- **Indikator:**  
Ein Indikator ist eine Charakteristik, die einem Umweltzustand zugeordnet werden kann. Ein Indikator gibt Informationen über den Zustand oder das Ausmaß einer Sache an.

- 
- **Index:**  
Der Begriff Index wird oft synonym zu Indikator verwendet, ist aber oft auch die quantitative Charakteristik eines Zustandes. Ein Index gibt einen Wert in Bezug zu einer Referenz an, wie z.B. der Preisindex.
  - **Bewertungsfaktoren:**  
Bewertungsfaktoren werden zumeist als Zu- bzw. Abschläge auf eine Grundmenge angewendet, die abhängig von bestimmten Kriterien erhöht oder vermindert werden soll.

Elemente der Bewertung im Rahmen einer Ökobilanz sind Wirkungsindikatoren, Wirkungskategorien und Charakterisierungsfaktoren. Auf diese Begriffe soll hier nur hingewiesen werden, sie werden im folgenden Abschnitt 3.4.1 näher erläutert.

### 3.3 Ökonomische Bewertung

Eine andere Form der Wertzuweisung ist die Ermittlung des monetären Wertes eines Gutes (Rohstoffe, Produkt, Dienstleistung etc.). Geldeinheiten eignen sich, die Wertschätzung für ein Gut auszudrücken. Bildet sich ein Preis auf einem vollkommenen Markt heraus, besitzt dieser eine Signalfunktion für die Knappheit des jeweiligen Gutes. Er ermöglicht eine optimale Allokation des Gutes indem er die Werthaltungen der Konsumenten ausdrückt und die Produzenten zu einem effizienten Umgang mit ihren Ressourcen zwingt. Bei der Preisbildung können sich allerdings auch Schwierigkeiten ergeben. Zum einen bildet sich für einige Güter (öffentliche Güter) kein Marktpreis heraus. Zum anderen enthält der Marktpreis für ein Gut nicht unbedingt auch Informationen über die gesellschaftlichen Kosten (sog. externe Effekte), die durch seine Herstellung entstanden sind. Wenn dem Gut trotzdem ein monetärer Wert zugewiesen werden soll bzw. Schäden an dem Gut durch menschliches Handeln beziffert werden sollen, werden meist umweltökonomische Bewertungsmethoden angewandt.

Bei Gütern kann man zwischen knappen Gütern und freien Gütern unterscheiden. Güter, die nur in begrenzter Menge vorhanden sind, werden als knappe Güter bezeichnet (Opresnik & Rennhak 2012). Knappe Güter zeichnen sich dadurch aus, dass sie nicht jederzeit und an jedem Ort in der gewünschten Menge und Qualität zur Verfügung stehen und sich in einem Wirtschaftssystem ein Preis für sie herausbildet. Der Wert von freien Gütern lässt sich nicht so einfach in Geldeinheiten ausdrücken, da sie im ausreichenden Maße zur Verfügung stehen und sich am Markt kein Preis für sie ausbildet.

Die Marktpreise für knappe Güter enthalten keine Informationen über die verursachten gesellschaftlichen Kosten (sog. externe Effekte) und bieten daher weder dem Konsumenten noch dem Produzenten einen Anreiz, Umwelteinflüsse bzw. Schäden zu reduzieren. Um die externen Kosten der Behebung von Umweltschäden durch die Produktion oder den Konsum eines Gutes berechnen zu können und in Investmententscheidungen, die Bewertung neuer Technologien oder die Bewertung einzelner Branchen einfließen lassen zu können, ist es notwendig, Umweltschäden zu monetarisieren. Auch für die Kosten-Nutzen-Analysen von Politikmaßnahmen werden

ökonomische Werte von Umweltgütern bzw. Umweltschäden benötigt (Bickel & Friedrich 2005).

Oft wird Wasser als typisches Beispiel der freien Güter genannt, doch trifft diese Definition häufiger nicht mehr zu. Freie Güter werden, laut Definition, von der Natur unbegrenzt und kostenlos zur Verfügung gestellt und müssen nicht bewirtschaftet werden (Weber & Kabst 2009; Thommen & Achleitner 2012; Vahs & Schäfer-Kunz 2012). Wasser in gewünschter Menge und Qualität ist hingegen in manchen Regionen ein knappes Gut (WWAP 2014). Aufbereitetes und für den Menschen bereitgestelltes Wasser besitzt daher in vielen Fällen einen Preis. Dieser spiegelt jedoch nicht die Knappheit der Ressource oder deren Qualität wieder, sondern ergibt sich lediglich aus den umgelegten Kosten, die für Leitungssysteme und andere wasserwirtschaftliche Infrastruktur angefallen sind. In einigen Regionen Deutschlands, in denen viel Geld in den Ausbau des Leitungssystems und das Abwassernetz investiert werden musste, sind die Wasserpreise deshalb derzeit höher als in Regionen mit bestehender Infrastruktur. In einigen Regionen werden auch Wasserentnahmegebühren verlangt, die ebenfalls nicht die Knappheit oder den Zustand der Ressource widerspiegeln, sondern für Umweltschutzmaßnahmen im jeweiligen Wassereinzugsgebiet eingesetzt werden (OECD 2010a).

Alternative Methoden für die monetäre Bewertung von Wasser werden daher benötigt. Dabei kann der Wert von Wasser in zweierlei Hinsicht betrachtet werden:

- als Ressource
- als Lebensraum bzw. dessen Verlust durch Verschmutzung oder Zerstörung.

Für alle genannten Anwendungen ist als Basis eine Analyse von Art und Ausmaß der Schäden durch menschliches Handeln notwendig. Die Ökobilanz bietet dafür einen geeigneten Ausgangspunkt, da mit ihrer Hilfe die Auswirkungen auf Umwelt, Mensch und Ressourcen über den gesamten Lebenszyklus eines Produktes untersucht werden können.

### 3.4 Grundlagen der Ökobilanz

Die Ökobilanzierung ist ein Instrument, mit dessen Hilfe Stoffflüsse und deren Umweltauswirkungen eines Produktionsprozesses, eines Produkts oder einer Dienstleistung über den gesamten Lebensweg erfasst und bewertet werden können. In der derzeit üblichen Anwendung werden vor allem chemisch, physikalische Wirkungszusammenhänge, wie z.B. Treibhauswirkungen oder Versauerung abgebildet. Der Verbrauch von Wasser aus verschiedenen Quellen sowie die Veränderung der Wasserqualität werden hingegen durch die Ökobilanzmethodik derzeit nur unzureichend erfasst. Neben Schwierigkeiten, die aus der Komplexität einer solchen Bewertung resultieren, ist diese methodische Lücke auch historisch bedingt. Die Methodik der Ökobilanzierung wurde zunächst für die Bewertung von Umweltwirkungen durch Schadstoffe aus der industriellen Produktion entwickelt. Erst später wurde auch die Produktion von Lebensmitteln und anderen landwirtschaftlichen Produkten ökobilanziell untersucht, wodurch auch die Beurteilung biologischer Produktionsprozesse an Bedeutung gewann (Milá i Canals 2007). Ab diesem Zeitpunkt wurde es notwendig natürliche Vorgänge, die wiederum ihre natürliche Umgebung beein-

---

flussen, von ihrem Ursprung aber anthropogen induziert sind, in die Bewertung zu integrieren. Diese neue Anwendung stellt die Methodik der Ökobilanz vor eine Herausforderung und bringt sie unter Umständen auch an die Grenzen ihrer Aussagefähigkeit. Vor allem die Bewertung von Produktionssystemen in der Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Fischerei, bei denen natürliche Prozesse eine große Rolle spielen, ist davon betroffen. Zu der Gruppe der schwer erfassbaren Wirkungskategorien gehören neben den Auswirkungen der Wasserverwendung auch Umweltauswirkungen durch Landnutzung bzw. Landnutzungsänderungen sowie die Beeinflussung der Biodiversität durch menschliche Aktivitäten.

Für den Ökobilanz-Anwender ist es daher derzeit nicht uneingeschränkt möglich, Umweltwirkungen von Produkten oder Dienstleistungen unter Berücksichtigung vielfältiger Wirkungsbereiche zu ermitteln und anhand dieser zu vergleichen.

Das Vorgehen und der Standardaufbau einer Ökobilanz werden im folgenden Kapitel gezeigt.

### 3.4.1 Wichtige Elemente einer Ökobilanz

Im Folgenden wird kurz auf die allgemeine Terminologie und die Methodik der Ökobilanzierung eingegangen.

Die Ökobilanzierung ist eine Methode des Umweltmanagements und bietet einen Rahmen für die Bewertung von Umweltwirkungen durch Herstellung, Verwendung und Entsorgung eines Produktes. Mit Hilfe dieses Instrumentes kann ein Satz bestimmter, vom Anwender ausgewählter, Wirkungskategorien analysiert werden. Die Sammlung dieser Wirkungsindikatorwerte, das sogenannte Wirkungsabschätzungsprofil, liefert Informationen über die Umweltthemen, die mit dem Produktsystem verbunden sind. Eine Ökobilanz besteht aus 4 Phasen:

- Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens
- Sachbilanz
- Wirkungsabschätzung
- Auswertung

Abbildung 3-1 zeigt schematisch das allgemeine Vorgehen bei der Ökobilanzierung nach ISO 14040 (DIN EN ISO 2006b). Die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens beeinflussen die Sammlung der Sachbilanzdaten und die Auswahl der Wirkungskategorien in den anschließenden Phasen. Im zweiten Schritt werden alle wichtigen In- und Output-Ströme auf dem Lebensweg eines Produktsystems als Sachbilanz zusammengetragen.

Der Kern der Ökobilanz ist die Wirkungsabschätzung, bei der den Sachbilanzergebnissen weitere Informationen hinzugefügt werden, um deren Einfluss auf Umwelt und Ressourcen besser aufzuzeigen. Die Sachbilanzergebnisse werden dabei zu Gruppen zusammengefasst, die zu einer bestimmten Umweltbelastung beitragen.

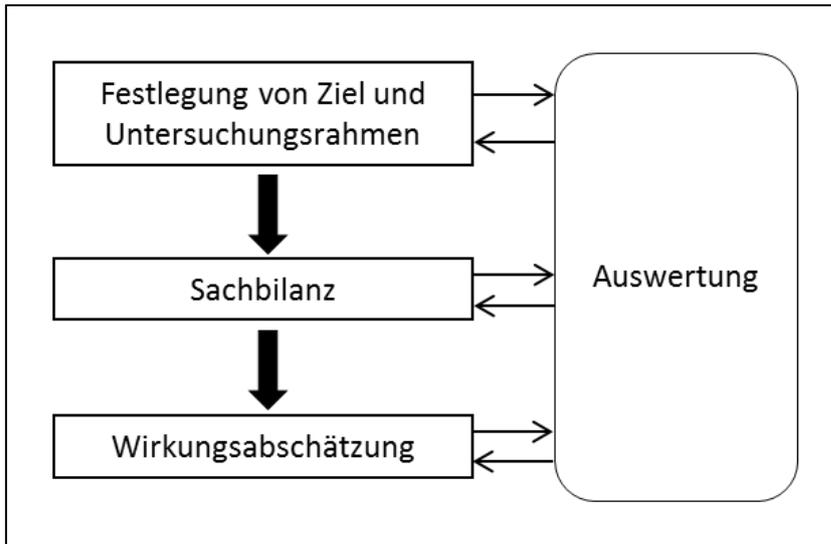


Abbildung 3-1: Arbeitsschritte einer Ökobilanz nach DIN ISO 14040

Im Allgemeinen sollte die Wirkungsabschätzung nach der DIN ISO 14044 (DIN EN ISO 2006a) drei Phasen umfassen. Zuerst erfolgt die Auswahl von Wirkungskategorien und den zugehörigen Wirkungsindikatoren. Danach werden die Sachbilanzergebnisse zu den gewählten Wirkungskategorien durch die Charakterisierung zugeordnet. Dabei werden die Sachbilanzergebnisse mit Charakterisierungsfaktoren in eine gemeinsame Einheit umgewandelt, bevor sie im letzten Schritt zu einem Indikatorwert zusammengefasst werden (Abbildung 3-2). Die Quellen für die verwendeten Wirkungskategorien, Indikatoren und Modelle sollten genau angegeben werden.

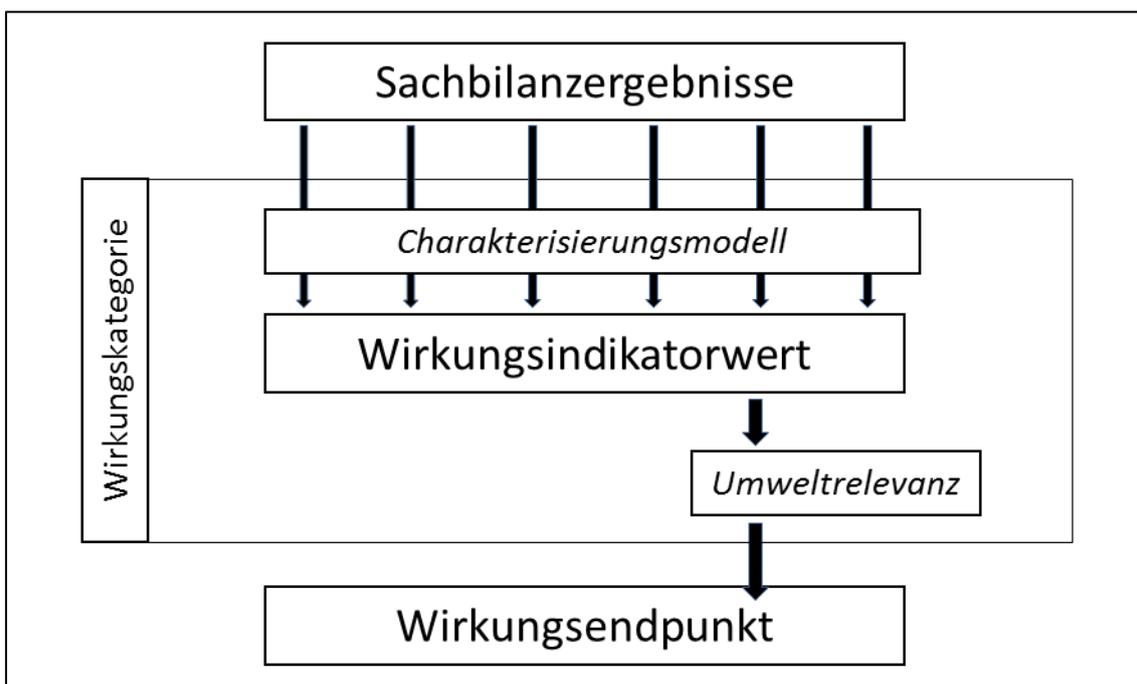


Abbildung 3-2 Konzept der Wirkungsbilanzierung nach ISO 14044

---

Die wichtigsten Elemente einer Wirkungsabschätzungsmethode sind die berücksichtigten Stoffströme, die gewählten Wirkungsindikatoren und das Charakterisierungsmodell, das die Beziehung der Stoffströme mit den Wirkungsindikatoren herstellt. Dabei dient das Charakterisierungsmodell dazu, die Umweltrelevanz der Stoffströme im Hinblick auf eine bestimmte Wirkungskategorie zu analysieren. Die Zusammenfassung und Bewertung der einzelnen Flüsse zu einem Wirkungsindikator erfolgt mit Hilfe von Charakterisierungsfaktoren.

### 3.4.2 Anforderungen an die Wirkungsabschätzung aus den Normen DIN EN ISO 14040 und 14044

In den beiden internationalen Normen ISO 14040 und ISO 14044 (DIN EN ISO 2006b; DIN EN ISO 2006a) werden Grundsätze, Rahmenbedingungen und Anforderungen für die Ökobilanzierung festgelegt. Die grundlegenden Anforderungen und die verbindlichen Bestandteile des Arbeitsschritts der Wirkungsabschätzung werden in der ISO 14044 (DIN EN ISO 2006a) durch die Abschnitte 4.4.1 und 4.4.2. geregelt. Darin wird angegeben, was bei der Anwendung oder Entwicklung von Wirkungsabschätzungsmethoden beachtet werden muss.

Der Arbeitsschritt der Wirkungsbilanz hat den Zweck, die Beeinträchtigungen der Umwelt durch die in der Sachbilanz ermittelten In- und Outputs des Produktsystems zu analysieren. Sie liefert Informationen über die Umweltthemen, die mit einem Produktsystem verbunden sind.

In der Norm ISO 14040 wird darauf verwiesen, dass die Methoden zur Wirkungsabschätzung unterschiedlich weit entwickelt sind und dass es deshalb keine allgemein anerkannte Methode für eine durchgängige und genaue Zuordnung von Sachbilanzdaten zu spezifischen potentiellen Umweltwirkungen gibt. Die Norm gibt also weder Wirkungskategorien noch Indikatoren oder Charakterisierungsmodelle vor. Die Anforderungen, die sich aus ISO 14044 ergeben sind recht allgemein gehalten und es wird dem Anwender überlassen, welche Kategorien gewählt und welche Indikatoren und Charakterisierungsmodelle dafür verwendet werden.

Die Norm legt großen Wert auf die genaue Angabe aller Annahmen, Quellen und Informationen, die für die Wirkungsabschätzung herangezogen wurden. Das Verfahren zur Berechnung der Indikatorwerte bzw. die Quellen und Informationen zu den verwendeten Charakterisierungsmodellen sind ausreichend zu dokumentieren.

Auch bei der Festlegung von neuen Wirkungskategorien, -indikatoren oder Charakterisierungsmodelle ist eine umfassende Dokumentation aller Informationen und Quellen notwendig. Der Umweltwirkungsmechanismus und das Charakterisierungsmodell müssen beschrieben werden, wobei das Charakterisierungsmodell den Umweltwirkungsmechanismus widerspiegelt. Als Umweltwirkungsmechanismus werden dabei alle physikalischen, chemischen oder biologischen Prozesse einer Wirkungskategorie definiert, die die Sachbilanzergebnisse mit den Wirkungsindikatoren und den Endpunkten verbinden (Def. 3.38; S.13).

Die ISO-Norm stellt nur sehr allgemeine Anforderungen an die zu verwendenden Indikatoren und Charakterisierungsmodelle. Sie sollten wissenschaftlich begründet, technisch gültig sein und auf einem eindeutig identifizierbaren Umweltwirkungsmechanismus und im Idealfall auf

einer vergleichbaren empirischen Beobachtung beruhen. Dabei sollte der Grad der wissenschaftlichen Begründung und technischen Gültigkeit angegeben werden.

Die Wirkungskategorie sollte die aggregierten Wirkungen des Produktsystems auf den Wirkungsendpunkt darstellen. Dabei kann der Wirkungsindikator aber frei an jedem Punkt entlang des Umweltwirkungsmechanismus zwischen den Sachbilanzergebnissen und den Wirkungsendpunkten gewählt werden. Als Mindestanforderung sollte der Grad der Beziehung zwischen Wirkungsindikator und Wirkungsendpunkt zumindest qualitativ abgeschätzt werden (z.B. schwach, mittel, hoch). Die ISO 14044 fordert also nicht zwingend die Verbindung von Sachbilanzergebnissen und den Wirkungsendpunkten durch das Charakterisierungsmodell. Es wird lediglich empfohlen, dass der Wirkungsindikator die aggregierten Wirkungen des Produktsystems auf den Wirkungsendpunkt darstellen soll. Das bedeutet aber nicht zwangsläufig, dass diese Wirkungen auch quantifiziert werden müssen. Weiterhin sollten die Sachbilanzergebnisse eindeutig den Wirkungskategorien zugeordnet werden können und Doppelzählungen zwischen den Wirkungskategorien vermieden werden. Außerdem sollten die Wirkungsindikatoren umweltrelevant sein.

Umweltrelevanz bedeutet dabei den Grad, zu dem der Indikatorwert die tatsächlich auftretenden Wirkungen widerspiegelt. Es können verschiedene Level des Zusammenhangs von Stressoren und Effekten existieren (niedrig, mittel, hoch oder gar keiner). Je näher ein Indikator am Wirkungsendpunkt ist, desto höher ist seine Umweltrelevanz, desto besser repräsentiert der Indikatorwert die aktuelle Wirkung. Unsicherheiten und Datenmangel vermindern den Level der Umweltrelevanz des Indikatorwertes. Dafür sollte angegeben werden, inwiefern der Wirkungsindikator in der Lage ist, die Auswirkungen der Sachbilanzergebnisse für den Wirkungsendpunkt zumindest qualitativ widerzuspiegeln. Außerdem sollten zusätzliche Informationen und Daten in Bezug auf Charakterisierungsmodell und Wirkungsendpunkte angegeben werden. Das beinhaltet zum Beispiel räumliche und zeitliche Aspekte der Wirkungen, die relative Größenordnung der abgeschätzten Änderungen im Endpunkt sowie Angaben zur Unsicherheit über den Zusammenhang von Wirkungsindikator und Wirkungsendpunkt.

Da die ISO-Norm nur sehr allgemeine Vorschriften für die Wahl der Wirkungsindikatoren und die Konstruktion eines Charakterisierungsmodells vorgibt, sind aus dieser Sicht keine bedeutenden Restriktionen für die Erstellung einer neuen Wirkungskategorie der Wasserverwendung vorhanden. In der Norm werden keine Berechnungsvorschriften für Wirkungsindikatoren vorgeschrieben. Der Indikatorwert sollte allerdings die Wirkungen möglichst gut abbilden und der Grad dieser Beziehung sollte qualitativ abgeschätzt werden. Gemäß der ISO Norm ist es also nicht zwingend erforderlich, eine Wirkungsabschätzung bis hin zum Wirkungsendpunkt zu berechnen. Die Forderung der Norm nach einem eindeutig identifizierbaren und wissenschaftlich begründeten Umweltwirkungsmechanismus erschwert eine Endpunkt-Betrachtung. Die tatsächlichen Wirkungen der Sachbilanzgrößen auf die sogenannten schützenswerten Bereiche am Ende der Ursache-Wirkungskette, wie Ökosysteme, den Menschen oder Ressourcenverfügbarkeit sind nur in Ansätzen bekannt. Der Dosis-Wirkung-Zusammenhang ist für jedes Individuum unterschiedlich und auch nicht in allen Fällen bekannt. Deshalb ist es unmöglich, tatsächlich alle Umwelteinwirkungen auf die schützenswerten Bereiche zu erfassen. Auch aus diesem Grund lässt die Norm dem Anwender die Freiheit, seinen Wirkungsindikator an jedem beliebigen

---

gen Punkt des Wirkungsmechanismus zwischen Sachbilanzergebnissen und Endpunkten zu wählen und bleibt deshalb an dieser Stelle sehr unverbindlich.

Die Vorgabe, dass der Wirkungsindikator die aggregierten Wirkungen des Produktsystems abbilden sollte, kann durch die eindeutige Benennung von Sachbilanzflüssen und Berechnungsvorschriften für den Wirkungsindikatorwert gewährleistet werden. Sie kann so gestaltet werden, dass alle, für die Wirkungskategorie relevanten, Sachbilanzgrößen in den Indikatorwert einfließen. Es ist zu erwarten, dass die neue Wirkungskategorie normgerecht entwickelt werden kann. Es sollte jedoch dabei darauf geachtet werden, die herangezogenen Quellen und Daten sowie die getroffenen Annahmen gut zu dokumentieren.

Zusätzlich gibt es seit August 2014 eine neue Norm (ISO 14046) für Water Footprints, die für die hier untersuchte Fragestellung von Bedeutung ist. Sie legt den Rahmen für Durchführung und Dokumentation von Water Footprint Studien fest. Die grundlegenden Anforderungen an die Wirkungsbewertung im Rahmen von Water Footprint Studien basieren auf den Anforderungen der ISO 14044. Zusätzlich werden Definitionen für relevante Begriffe festgelegt und Anforderungen an die Datenqualität, die Sachbilanzierung und die Wahl von Wirkungskategorien formuliert. Weitere Ausführungen zu den Anforderungen der ISO 14046 und Water Footprints im Allgemeinen finden sich in den Kapiteln 7.1.2 und 5.5.

## 4 Elemente der Bewertung in Ökobilanzmethoden

### 4.1 Besonderheiten bei der Bewertung der Wasserverwendung im Rahmen von Ökobilanzen

Wasser ist ein nicht substituierbares Gut für alle Lebewesen auf der Erde und deshalb ist es notwendig, sich mit den Auswirkungen der menschlichen Verwendung dieser Ressource auseinanderzusetzen. Trotzdem ist die Bewertung der Wasserverwendung kein Bestandteil des derzeit gebräuchlichen Satzes an Wirkungsindikatoren in Ökobilanzen (Klöpffer & Grahl 2009). Das ist zum einen darauf zurückzuführen, dass das Konzept der Wirkungsindikatoren und Indikatormodelle, die einen quantitativen Zusammenhang zwischen Sachbilanzdaten und potentiellen Wirkungen herstellen, für Output-basierte Wirkungskategorien entwickelt wurde. Die Wasserverwendung gehört allerdings zur Gruppe der Input-bezogenen Wirkungskategorien, die auf die Erhaltung bzw. den sparsamen Umgang mit natürlichen Ressourcen abzielen. Allerdings führt die Verwendung von Wasser nicht zur irreversiblen Vernichtung der Ressource. Trotzdem sind die Arten der Wasserverwendung sehr komplex, was ein weiterer Grund für die bisher fehlende Integrierung der Wasserverwendung in Ökobilanzen ist (Klöpffer & Grahl 2009).

Wasser ist eine Ressource mit besonderen Eigenschaften. Es ist mobil und lässt sich nicht einzäunen, wie Land. Dasselbe Wassermolekül kann mehrfach hintereinander genutzt werden. Es wird von einem Verbraucher niemals vollständig konsumiert. Es steht nach der Verwendung wieder zur Verfügung, wenn unter Umständen auch in veränderter Form. Teilweise wird der Aggregatzustand (fest, flüssig, gasförmig) oder die Qualität durch die Verwendung von Wasser verändert, was auch seine weiteren Verwendungsmöglichkeiten beeinflusst. Wasser ist im Grunde ein homogenes Gut, stiftet jedoch sehr unterschiedlichen Nutzen. Eine Einheit Wasser hat für zwei Nutzer an verschiedenen Orten und zu verschiedenen Zeiten nicht unbedingt die gleichen Eigenschaften, denn die Eigenschaften werden stark von den örtlichen Bedingungen beeinflusst (Hanemann 2006).

Die Auswirkungen der Wasserverwendung sind nicht überall gleich, weil sie immer von den jeweiligen lokalen Gegebenheiten abhängen. Gleichzeitig haben sie auch keine globale Reichweite, vielmehr ist ihre Wirkung regional bzw. lokal begrenzt. Bei der Bewertung müssen viele Dimensionen berücksichtigt werden, wobei sich die Auswirkungen auf mehrere Wirkungskategorien aufteilen lassen. Ein einheitlicher Umweltwirkungsmechanismus ist im Falle der Wasserverwendung nicht auf den ersten Blick ersichtlich. Die Wasserverwendung als Input in einen Produktionsprozess lässt sich der Gruppe der Input-bezogenen Wirkungskategorien zuordnen. Verunreinigende Stoffe im Output dagegen können Schadwirkungen auf Ökosysteme oder die menschliche Gesundheit entfalten und werden deshalb zu den Output-bezogenen Wirkungskategorien gezählt. Es wird also zwischen der Wasserentnahme aus der Umwelt als Input in das System und der Wasserverschmutzung als Folge des Outputs aus dem System unterschieden. Bei Input-bezogenen Wirkungskategorien werden für die Charakterisierung meist Knappheit, Regenerationsfähigkeit oder Bedeutung für den Naturhaushalt verwendet (Klöpffer & Grahl 2009). Die Bewertung erfolgt also immer in Relation zu den äußeren Bedingungen. Ist viel von einer Ressource vorhanden, ist der Einfluss einer entnommenen Menge klein. Ist wenig vorhanden, ist der Einfluss einer entnommenen Menge groß. Das heißt, der Charakterisierungsfaktor

---

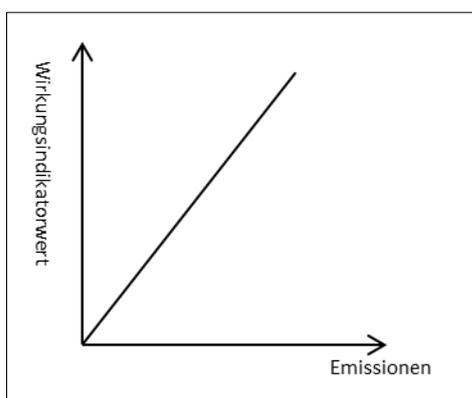
ist nicht für jede verwendete Einheit der Ressource gleich, sondern hängt von verschiedenen äußeren Einflüssen ab und enthält immer ein normalisierendes Element. Das heißt, die Bewertung wird immer auf eine Referenz bezogen. Das unterscheidet die quantitative Bewertung der Wasserverwendung von den Charakterisierungsmodellen der „klassischen“ Wirkungskategorien.

Bei der Bewertung der qualitativen Veränderungen durch die jeweilige Verwendung werden die in die Gewässer entlassenen Schadstoffe aus dem Prozess berücksichtigt. Die qualitative Bewertung folgt also eher den Mechanismen der derzeit gebräuchlichen, „klassischen“ Wirkungskategorien. Diese fassen im Wirkungsindikatorwert die ausgestoßenen Schadstoffe in einer Einheit zusammen. Dafür wird die Menge des aus dem Prozess emittierten Schadstoffes (a) mit einem bestimmten Charakterisierungsfaktor (x) multipliziert. Formel (4-1) verdeutlicht diesen Mechanismus beispielhaft anhand der Berechnung des Treibhausgaspotentials (GWP). Die Charakterisierungsfaktoren sind konstant, das heißt, sie sind für den jeweiligen Schadstoff immer gleich.

$$GWP = \sum_{i=1}^n (a_i \cdot x_i) \quad (4-1)$$

- GWP      Treibhausgaspotential (*Global Warming Potential*)  
a          Emissionsmenge eines Treibhausgases  
x          Charakterisierungsfaktor  
i          Index der unterschiedlichen Treibhausgase

Für diese Art von Wirkungskategorie gilt der Zusammenhang, je mehr Schadstoff emittiert wird, desto größer wird der Indikatorwert und desto größer ist die potentielle Wirkung. Dieser Zusammenhang kann wie in Abbildung 4-1 beschrieben werden.



**Abbildung 4-1**      Theoretisch, funktionaler Zusammenhang der Abhängigkeit der potentiellen Wirkung von der emittierten Menge bei den „klassischen“ Wirkungskategorien (z.B. GWP)

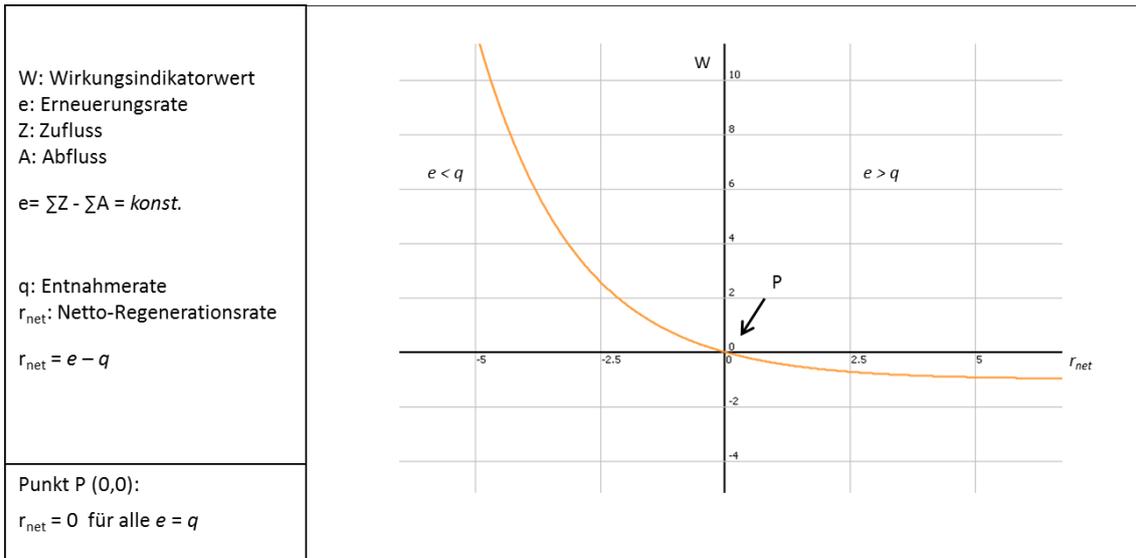
Diese Ursache-Wirkung-Beziehung trifft bei der quantitativen Beurteilung der Verwendung von Wasser nicht immer zu. Im Vergleich zu klassischen Wirkungskategorien muss der maximale Verbrauch nicht automatisch den größten Indikatorwert erhalten und damit auch die größte Wirkung besitzen. Die bloße Addition von verbrauchten Einheiten würde zu einer falschen Bewertung führen, da in Gebieten mit hoher Wasserverfügbarkeit eine verbrauchte Einheit von Wasser genauso bewertet würde, wie in einer Gegend mit knappen Wasserressourcen. So bedeutet zum Beispiel bei biologischen Produktionsprozessen ein hoher Verbrauch von grünem Wasser meist auch eine hohe Biomasseproduktion. Auch ein hoher Verbrauch von blauem Wasser muss nicht in jedem Fall großen Schaden verursachen, wenn genügend Wasser in der Umgebung vorhanden ist. Die negative Wirkung auf die Umwelt nimmt also nicht in allen Fällen mit der verwendeten Menge zu. Sie ist vielmehr von der Ressourcengröße eines Gebietes und von dessen jeweiliger Regenerationsfähigkeit abhängig. Beide hängen dabei wiederum vom Klima, den geologischen Gegebenheiten und der Landnutzung in der Region ab. Als Charakterisierungsfaktoren für die Wasserbewertung werden also keine Konstanten wie bei den gebräuchlichen, Output-basierten, Wirkungskategorien benötigt, sondern variable, durch die regionalen Verhältnisse bestimmte Faktoren. Der Charakterisierungsfaktor verändert sich also je nach Region der Wasserentnahme.

Der Einfluss auf den Wirkungsindikatorwert ( $W$ ), wenn aus einer Ressource mit einer bestimmten Erneuerungsrate ( $e$ ) Wasser entnommen wird, lässt sich wie in Abbildung 4-2 darstellen.

Die Wirkung einer Wasserentnahme ist abhängig von der Ressourcengröße und dem Verhältnis von Entnahmerate zu Erneuerungsrate. Die Erneuerungsrate ( $e$ ) einer Ressource ergibt sich aus der Summe aller Zuflüsse ( $\sum Z$ ) abzüglich der Summe aller Abflüsse ( $\sum A$ ). Für die folgende Darstellung wird dabei vereinfachend angenommen, dass  $e$  konstant ist. Die Größe der Ressource bleibt also im ungestörten Fall gleich. Am Punkt  $P$ , wo  $r_{net}$  gleich 0 ist, entspricht die Entnahme ( $q$ ) genau der natürlichen Regenerationsrate ( $e$ ). Hier nimmt die Ressource weder ab noch zu. An diesem Punkt ist deshalb auch der Wirkungsindikatorwert gleich Null.

Wird nun zusätzlich Wasser aus dem System entnommen, zieht man von dieser konstanten Erneuerungsrate die Entnahmerate ( $q$ ) ab und erhält die Netto-Regenerationsrate ( $r_{net}$ ). Übersteigen die Entnahmen die natürliche Regeneration (Erneuerung) der Ressource, wird  $r_{net}$  negativ und die Wirkung steigt exponentiell an, da in diesem Fall die Ressource mit jeder Entnahme aufgezehrt wird. Das heißt die Auswirkungen auf das Leben in der betrachteten Region verschärfen sich mit jeder Entnahme, denn die verbleibende Ressource wird immer kleiner.

Ist die Netto-Regenerationsrate positiv, ist der Wirkungsindikatorwert äußerst gering, bzw. besitzt einen leicht negativen Wert, was in diesem Beispiel eine vorteilhafte Wirkung anzeigt. Die Ressource würde wieder zunehmen, bis sie sich auf einem Steady-State stabilisiert. Sie kann allerdings nicht unendlich ansteigen, da überschüssiges Wasser abfließt. Eine weitere Verringerung der Entnahme hat deshalb nur sehr geringe bzw. irgendwann gar keine Auswirkungen mehr.



**Abbildung 4-2: Theoretischer funktionaler Zusammenhang zwischen Wasserentnahme, Erneuerungsrate und der potentiellen Wirkung**

Die oben dargestellten Zusammenhänge zwischen Erneuerung, Verbrauch und Wirkung gelten für die Betrachtung von Wasser als eine erneuerbare Ressource. Ist die Erneuerungsrate jedoch sehr gering oder die Ressource erneuert sich gar nicht, wie bei fossilem Grundwasser, wird ein Modell benötigt, das den Aufbrauch einer nicht-erneuerbaren Ressource beschreibt. Die Wirkungsbewertung würde dann eher dem Schema der „klassischen“ Wirkungskategorien ähneln.

## 4.2 Verwendung von Referenzen

Im Allgemeinen versteht man unter dem Begriff Referenz ein Bezugssystem oder einen bestimmten Bezugswert, der als Maßstab für einen bestimmten Messwert festgelegt wird. Eine Referenz stellt einen Wert dar, der als Normal angesehen wird und bestimmte definierte Eigenschaften besitzt. Für die Bewertung des Ausmaßes einer Abweichung von der Norm wird also immer eine Referenz benötigt. Sie ist also ein notwendiger Bestandteil einer Bewertung von Zuständen oder Wirkungen eines betrachteten Systems.

Die Gefahr bei der Verwendung von Referenzen besteht darin, dass ihre Festlegung meist sehr normativ erfolgt und dadurch eher bestimmte gesellschaftliche bzw. politisch moderne Ansichten widerspiegelt als physische, naturwissenschaftlich begründete Zusammenhänge oder bestimmte Wirkungen.

Im Zusammenhang mit Ökobilanzen und ihrer methodischen Weiterentwicklung wird oft über die Ermittlung und Verwendung von Referenzen gesprochen. Dabei wird der Begriff jedoch in sehr unterschiedlichen Zusammenhängen benutzt und dabei oft nicht scharf genug abgegrenzt, was in vielen Fällen zur gedanklichen Vermischung von verschiedenen Ebenen der Bewertung führt.

Referenzen werden bei der Ökobilanzierung auf verschiedenen Ebenen verwendet:

- **Vergleich von Systemen untereinander (Vergleich von Systemen)**

Meist vergleicht man im Zuge der Ökobilanz das betrachtete System mit einem weiteren System mit gleichem Nutzen. Dieses System wird dann oft Referenzsystem genannt. Werden Produkte aus biologischen Produktionssystemen mit Produkten aus technischen Systemen verglichen, stellt sich oft die Frage nach dem Umgang mit den sehr unterschiedlichen Formen der Landnutzung innerhalb der verglichenen Systeme.

- **Bezugseinheit innerhalb der Systeme (Referenzeinheit)**

Wird eine Ökobilanz durchgeführt, wird ein System mit einem bestimmten Nutzen untersucht. Die durch das Produktsystem erzeugte funktionale Einheit wird auch als Referenzeinheit bezeichnet. Alle ermittelten Wirkungen des Systems werden auf die entsprechende Einheit bezogen. Die Referenzeinheit dient als Bezugseinheit für die Darstellung der Ergebnisse und wird für den Vergleich mit ähnlich nutzbaren Systemen herangezogen. Die Masse an Produkt, die der funktionalen Einheit entspricht, wird als Referenzfluss bezeichnet (ISO 14044 Abschnitt 3.29).

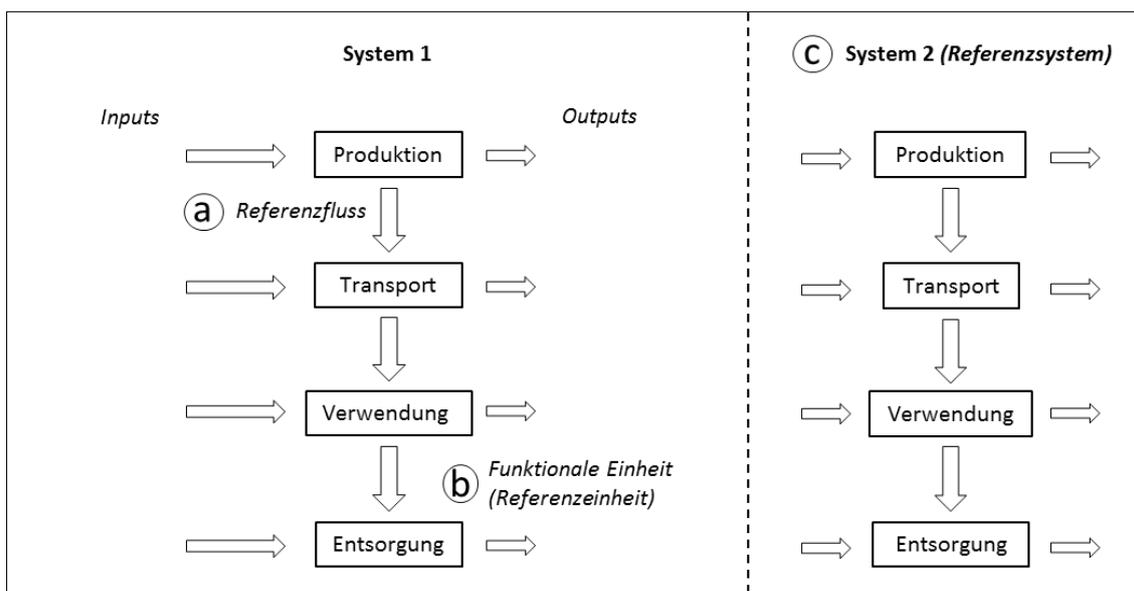


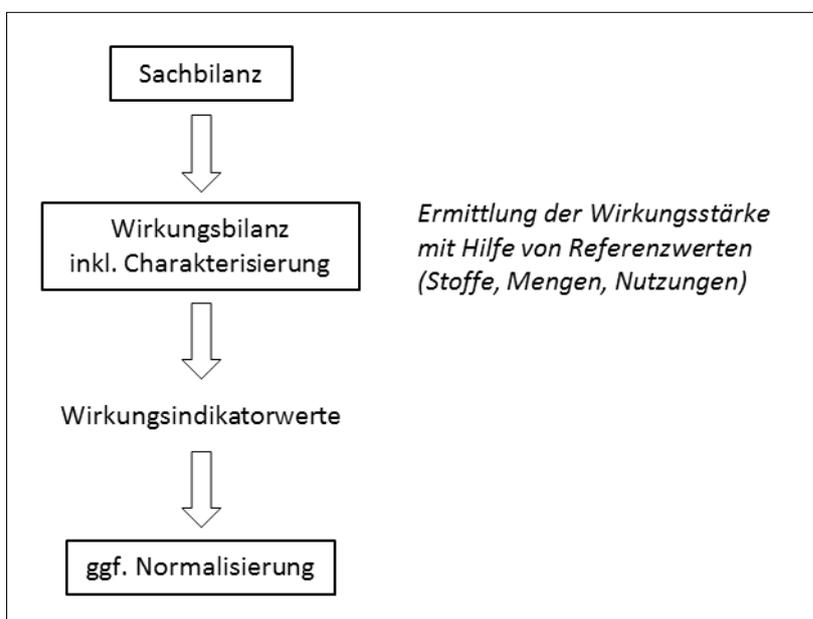
Abbildung 4-3: Verwendung von Referenzen auf Ebene des Systems (a; b) und zwischen den Systemen (c)

- **Für die Durchführung der Wirkungsbilanzierung (Referenzsubstanzen bzw. Referenznutzungen)**

Für die Ermittlung von Wirkungen im Zuge der Charakterisierung greifen einige Wirkungsbilanzierungsmethoden auf Referenzwerte zurück, um die Wirkungsstärke der betrachteten Input- bzw. Output-Flüsse zu ermitteln. So werden die klassischen Wirkungspotentiale immer im Verhältnis zu einer bestimmten Bezugsemission berechnet. Beim Treibhausgaspotential wird zum

Beispiel die Klimawirkung des Kohlendioxidmoleküls gleich 1 gesetzt und die Klimawirkung anderer Treibhausgase im Verhältnis zu Kohlendioxid angegeben. Die Ermittlung des Ozonabbaupotentials (ODP), des Sommersmogpotentials (POCP), des Versauerungspotentials (AP) oder des Eutrophierungspotentials (EP) beruht auf dem gleichen Berechnungsmechanismus, wobei jeweils die entsprechende Bezugssubstanz herangezogen wird.

Auch bei der Bewertung der Auswirkungen einer Landnutzung werden diese in Bezug zu einer Referenznutzung ermittelt. Eine solche Referenznutzung kann eine ideale Nutzung oder eine reale Vornutzung sein oder aber auch die Nicht-Nutzung. Aus der Differenz zwischen den Qualitäten des untersuchten Systems und dem Referenzsystem wird die Höhe des Wirkungsindikatorwerts berechnet (Koellner et al. 2013).



**Abbildung 4-4** Verwendung von Referenzen für die Charakterisierung im Rahmen der Wirkungsbilanzierung

- **Einordnung der Ergebnisse in einen übergeordneten Kontext (Normierung)**

Als optionalen Bestandteil gibt es im Rahmen der Ökobilanzmethodik die Möglichkeit, die Wirkungsindikatorergebnisse im Verhältnis zu einem übergeordneten, z.B. nationalen oder internationalen Referenzwert darzustellen (vgl. Abbildung 4-5). Dieses Vorgehen wird Normalisierung genannt und bestimmt den Anteil der ermittelten Indikatorergebnisse an den auf nationaler, regionaler oder internationaler Ebene berechneten Mengen in der jeweiligen Wirkungskategorie.

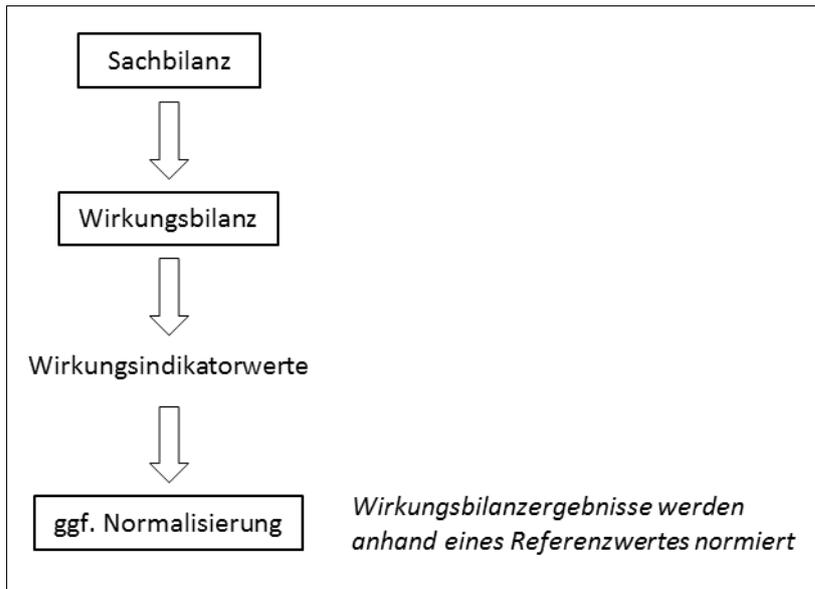


Abbildung 4-5 Verwendung einer Referenz für den Normalisierungsschritt

### 4.3 Ansätze zur Bestimmung von Referenzsystemen bzw. Referenznutzungen

Die zuvor genannten Referenzsysteme bzw. Referenznutzungen müssen zu Beginn einer Ökobilanz im Zuge der Systemabgrenzung bestimmt werden. Dabei gibt es verschiedene Herangehensweisen, Referenzen herzuleiten:

- **Absolute Referenz: Ideale Zustände**

Eine absolute Referenz ermittelt den absoluten Abstand von einem unbelasteten Referenzzustand zum aktuellen Wert. Je größer der Abstand, desto schlechter fällt die Bewertung aus. Der Ausgangszustand wird bei dieser Art der Betrachtung nicht berücksichtigt. Ein Beispiel für einen idealen Zustand ist im Bereich der Landnutzung die potentiell natürliche Vegetation (PNV). Dieser Zustand ist sehr theoretisch. Daten, die die Bedingungen in idealen Systemen widerspiegeln sind nicht verfügbar. Als Vehikel müssten die Werte heutiger naturbelassener Ökosysteme herangezogen werden (Wald, Steppe etc.). Das ist aber nur eine Annäherung, da heutige Ökosysteme durch den Menschen beeinflusst sind.

- **Zustand ohne Nutzung bzw. natürliche Hintergrundwerte**

Die Werte des aktuellen Zustandes werden mit den natürlichen Hintergrundwerten verglichen. Der Vergleich mit einem Zustand ohne Nutzung ähnelt dem Vergleich mit einem idealen Zustand und beschreibt den Abstand der aktuellen Nutzung zu einem Zustand bei dem keine Aktivität am betrachteten Ort stattfindet. Werte der natürlichen Hintergrundbelastung werden als Referenzwerte verwendet. Zumeist müssen die Indikatorwerte von relativ natürlichen Ökosystemen aus der Umgebung übertragen werden.

---

Der Ansatz reicht in die Gedankenwelt des Consequential-Ansatz hinein, der die Auswirkungen einer Systemveränderung ermittelt („was wäre wenn“). Meist ist dafür die Modellierung einer alternativen Nutzung oder einer alternativen Entwicklung erforderlich.

Eine Anwendung der Referenz für die Beurteilung der Verschmutzung von Wasser ist denkbar. Schadstoffemissionen werden dann zu den natürlichen Konzentrationen ins Verhältnis gesetzt. Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wurden Referenz-Gewässer festgelegt, die den optimalen, unbelasteten Zustand repräsentieren. In diesem Fall dient ein theoretisches, optimales Gewässer als Maßstab zur Qualitätsbeurteilung der realen Gewässer.

- **Gesetzliche Grenzwerte**

Gesetzliche Grenzwerte existieren für eine Reihe von Emissionen und könnten als Vergleichswerte für die Einschätzung der Schwere einer Verunreinigung o.ä. herangezogen werden. Gesetzliche Grenzwerte sind das Ergebnis politischer Verhandlungen und damit sehr normativ. Sie bezeichnen nicht unbedingt schädliche Konzentrationen, sondern richten sich auch oft nach dem Stand von Technologien zur Emissionsvermeidung. Aus Gründen der Vereinfachung wäre es aber dennoch zulässig, geltende Grenzwerte als Referenzwerte zu verwenden, da sie sich, nach Aussage des Gesetzestextes, zu großen Teilen an toxikologischen Untersuchungen orientieren. In der Praxis unterschreiten die abgegebenen Stoffe sogar häufig die geltenden Grenzwerte (Engelmann et al. 2013).

- **Toxikologische Höchstkonzentrationen**

Toxikologisch bedenkliche Konzentrationen sind Referenzwerte mit einem funktionalen Ansatz. Die Schwellenwerte markieren Verschmutzungskonzentrationen in der Luft oder im Wasser, ab denen bestimmte Funktionen nicht mehr aufrechterhalten werden können. Für die Ermittlung dieser Schwellenwerte müssen die Zusammenhänge zwischen Konzentration und Wirkung bekannt sein. Für viele Stoffe ist es aufgrund komplexer Zusammenhänge in der Ursache- Wirkungskette nicht möglich, solche Schwellenwerte zu bestimmen.

- **Relative Referenz: Zustand vor Durchführung der Maßnahme**

Eine weitere Möglichkeit für eine Referenz ist, den Zustand vor Durchführung der Maßnahme mit dem aktuellen Zustand zu vergleichen. Welche Emissionen gab es und gäbe es noch, wenn die Aktivität nicht durchgeführt worden wäre. Als Referenz kann auch ein anderer technischer Produktionsprozess dienen, es müssen keine natürlichen Zustände sein, außer der Ausgangszustand war natürlich. Die aktuellen Wirkungen werden relativ dazu ermittelt. Durch eine relative Referenz können gleiche Prozesse eine unterschiedliche Bewertung erhalten. Besitzt schon der Ausgangszustand schlechte Qualität, ist u.U. der Abstand zum neuen Zustand gering und die Maßnahme wird als gut bewertet; ist der Ausgangszustand jedoch von hoher Qualität, ist der Abstand zum neuen Zustand evt. sehr hoch und die Maßnahme wird schlecht bewertet. Für die Anwendung einer relativen Referenz muss ein möglichst genauer Zeitrahmen definiert werden. Eine Anwendung der Referenz wäre für Landnutzungssysteme denkbar. Schwierig wäre hingegen eine Anwendung für die Bewertung von industriellen Produkten. Wenn eine Firma ein neues Produkt auf den Markt bringt, kein neues Fabrikgebäude errichtet wird etc. und die alten

Produkte weiterhin in derselben Firma produziert werden, ist es schwierig, einen Unterschied zwischen dem aktuellen Zustand und dem Zustand ohne die neue Produktion zu ermitteln.

Diese Einteilung nach verschiedenen Bewertungsansätzen wird so ähnlich auch von Schneider et al. (2003) dargestellt. Dort wird zwischen dem naturräumlichen Ansatz, dem funktionalen Ansatz sowie dem wirkungsbezogenen Ansatz unterschieden. Beim naturräumlichen Ansatz werden die anthropogenen Belastungen gegenüber den geogenen Hintergrundbelastungen beurteilt, also mit einem potentiell natürlichen Zustand. Beim funktionalen Ansatz wird betrachtet, ob ein Ökosystem unter dem aktuellen Einfluss, in der Lage ist, seine Funktionen aufrechtzuerhalten (Trinkwasserbereitstellung, Fischgewässer etc.). Dafür werden Mindeststandards festgelegt, von denen bekannt ist, dass bei deren Einhalten die Ökosystemfunktionen nicht beeinträchtigt werden. Anthropogene Belastungen werden anhand dieser Qualitätsstandards beurteilt. Beim wirkungsbezogenen Ansatz wird die Überschreitung bestimmter Stoffkonzentrationen bewertet, die den Lebewesen eines Ökosystems schaden könnten oder gesundheitsschädlich für den Menschen sein könnten. Diese kritischen Konzentrationen werden zumeist anhand ökotoxikologischer Untersuchungen bestimmt. Anthropogene Belastungen werden dann anhand dieser ökotoxikologischen Grenzwerte beurteilt.

#### 4.4 Referenzen für die Bewertung der Wasserverwendung

Auch für die Berechnung der Indikatorwerte der neueren ökobilanziellen Wirkungskategorien, wie z.B. Landnutzung oder Wasserverwendung, werden Referenzen herangezogen. Genauer gesagt, es werden Richtwerte oder Standardwerte herangezogen, um die Wirkungsstärke eines Indikatorwerts einzuordnen.

Einige der im Kapitel 5 vorgestellten Methodenvorschläge verwenden Referenzmengen, um die Höhe der Wasserverwendung in einem Gebiet zu charakterisieren, indem die entnommene Menge zu der verfügbaren Menge ins Verhältnis gesetzt wird. Damit stellt die verfügbare Wassermenge eine Referenz dar. Diese Art von Referenz dient im Rahmen der beschriebenen Methodenvorschläge zwar als Hilfsmittel für die Charakterisierung, ist allerdings kein Charakterisierungsfaktor im Sinne der „klassischen“ Wirkungskategorien (siehe Punkt 3 im Abschnitt 4.2), mit dem ein Sachbilanzergebnis mit Hilfe einer Referenzsubstanz in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators umgerechnet wird. Die Berechnung von Wirkungsindikatorwerten mit Hilfe von Referenzstoffen als Charakterisierungsfaktoren funktioniert sehr gut bei Schadstoffen, die eine ähnliche Wirkung haben oder zur selben Gruppe gehören und bestimmte chemische Gemeinsamkeiten aufweisen. Das Vorgehen bei der Bewertung der Wasserverwendung entspricht eher dem in Punkt 4 im Abschnitt 4.2 beschriebenen Vorgehen der Normierung. Dabei wird die verwendete Menge einer insgesamt verfügbaren Menge gegenübergestellt und damit die Bedeutung dieser Entnahme in einen übergeordneten Kontext eingeordnet. Aussagen über die Stärke der Wirkung auf einen bestimmten Bereich der Umwelt können damit allerdings nicht gemacht werden.

Verwendet man als Referenzwert z.B. einen Schwellenwert, für den die Auswirkungen bei dessen Über- oder Unterschreitung genau bekannt sind, kann dies eine Aussagekraft über bestimm-

---

te Wirkungen besitzen. Dafür müssten aber im Idealfall auch die funktionalen Zusammenhänge zwischen Konzentration und Wirkungsstärke bekannt sein. Diese können z.B. linear oder exponentiell, logarithmisch sein. Es sollte also idealerweise zusätzlich eine Skala zur Einordnung des Sachbilanzergebnis gegenüber dem Referenzwert vorhanden sein. Diese ist aber in den wenigsten Fällen gegeben. Schwellen- oder Grenzwerte sind oft Gegenstand von politischen Verhandlungen oder der Ausdruck gesellschaftlicher Normen. Im Bereich von Schadstoffen orientieren sich Grenzwerte oft an toxikologischen Befunden der einzelnen Stoffe, spiegeln aber auch gleichzeitig Mindeststandards der Reinigungs- und Filtertechnik wider. Je weiter entwickelt die technologische Entwicklung, desto strenger werden die Grenzwerte gesetzt. Bei weniger entwickelten Technologien werden die Grenzwerte unter Umständen trotz eventueller toxikologischer Befunde höher gesetzt.

#### 4.4.1 Referenzwerte für die mengenmäßige Bewertung

Wie bereits erwähnt, werden Referenz- bzw. Bezugswerte benötigt, um die Wasserknappheit in einer Region zu ermitteln. Wie bereits im Kapitel 2.5.1 besprochen, wird die Knappheit immer durch das Verhältnis von Bedarf und Verfügbarkeit bestimmt. Die Verfügbarkeit dient dabei als Referenzwert. Der Bedarf an Wasser kann durch den Menschen oder die Umwelt bestimmt werden. Auch der Bedarf der Umwelt betrifft in letzter Konsequenz den Menschen. Bedarf und Verfügbarkeit sollten sich auf denselben Raum und dieselbe Zeit beziehen. Der Bedarf kann wiederum in Bezug auf einen speziellen Fall oder aber allgemein für eine Region betrachtet werden.

Für die im Verlauf dieser Arbeit berechneten Faktoren zur Bestimmung der Wasserknappheit wird der Wasserbedarf in der Region benötigt. Entscheidend für den Wasserbedarf in einer Region sind Landnutzung, Klima und die vorhandenen industriellen bzw. privaten Verbraucher. Für die Verfügbarkeit von Wasser in der Region sind vor allem das Klima, die Geologie sowie die Topografie ausschlaggebend. Insbesondere die Niederschlagsmenge und die Speicherfähigkeit der Böden sowie der oberirdische Abfluss sind dabei entscheidende Faktoren, die die Wasserverfügbarkeit innerhalb einer Region bestimmen.

Auch die Knappheit an sich kann wiederum mit einem Bezugssystem verglichen werden. Zum Beispiel könnte die Knappheit im aktuellen System mit der Knappheit in einem idealen System verglichen werden, um das Ausmaß der Knappheit festzustellen. Im Fall von Landnutzungssystemen wäre ein solch ein ideales System zum Beispiel die Potentielle Natürliche Vegetation.

Das Konzept der Potentiell Natürlichen Vegetation (PNV) ist ein gedachter Klimax-Zustand der Landbedeckung, der sich ausbilden würde, wenn der Einfluss des Menschen mit sofortiger Wirkung wegfallen würde. Die PNV spiegelt das Verhältnis von Standortbedingungen und Vegetation wider. Würde die PNV als Hilfsmittel für die Ermittlung eines regionalen Wasserverfügbarkeitsfaktors verwendet, könnte man genauso nur die klimatischen Verhältnisse heranziehen. Die PNV wird durch die klimatischen und geologischen Standortverhältnisse bestimmt und bildet sich immer dementsprechend aus – es entstünde kein Informationsgewinn durch die Berücksichtigung der PNV.

Verwendung einer absoluten Referenz für die mengenmäßige Bewertung:

## Vorteile:

Wird eine absolute Referenz für die Beurteilung der Wasserknappheit in einem Gebiet herangezogen, hat dies den Vorteil, dass der Wasserbedarf des Ökosystems und dessen optimale Versorgung bei der Bewertung berücksichtigt werden. Für alle innerhalb der Untersuchung betrachteten Systeme gilt dann dieselbe Vergleichsbasis, wodurch der Vergleich nicht durch unterschiedliche Ausgangsbedingungen beeinflusst wird.

## Nachteile:

Eine absolute Referenz lässt die bisher vorherrschenden Bedingungen vor der Durchführung der zu bewertenden Maßnahme völlig außer Acht. Bestehende Mängel, an die das neue System unter Umständen anknüpft, werden diesem zum Teil ebenfalls angelastet, da der gesamte Abstand vom heutigen zum idealen dem System angerechnet wird. Würde als Referenzsystem für die Bewertung der Wasserverwendung von Landnutzungssystemen die Potentiell Natürliche Vegetation (PNV) herangezogen, müsste auf einem Großteil der Fläche Deutschlands Wald im Klimaxstadium als Referenz zugrunde gelegt werden. Für viele Landnutzungssysteme, die kein Wald sind, wäre der aktuelle Wasserverbrauch niedriger als der der PNV. Sie würden deshalb eine positive Bewertung erhalten. Die Bewertung des Verbrauchs einer tatsächlichen Landnutzung im Verhältnis zur PNV hat außerdem den Nachteil, dass das bewertete Produkt anteilig für die aktuelle Landnutzung, die zwangsläufig von der PNV abweicht, „bestraft“ wird. Das bewertete Produkt erhält einen Anteil an den bereits bestehenden Abweichungen der Landnutzung zum Idealzustand und schneidet dadurch schlechter ab.

Verwendung einer relativen Referenz für die mengenmäßige Bewertung:

## Vorteile:

Der Vorteil einer relativen Referenz ist, dass sich mit ihrer Hilfe die tatsächlichen Verbraucher und die aktuell tatsächlich verfügbare Wassermenge abbilden lassen. Mit Hilfe einer relativen Referenz ist eine Marginalbetrachtung möglich. Auch wenn für verschiedene Produktionsprozesse die gleiche Menge Wasser gebraucht wird, schneidet die zuletzt hinzukommende Produktion schlechter ab, als vorherige, weil nur noch eine geringere Wassermenge für zusätzliche Verwendungen zur Verfügung steht.

## Nachteile:

Diese Marginalbetrachtung ist gleichzeitig auch ein Nachteil dieses Referenztyps. Obwohl die gleiche Menge Wasser für verschiedene Produktionsprozesse gebraucht wird, schneidet der zuletzt hinzugekommene Prozess schlechter in der Bewertung ab, als vorherige. Des Weiteren gibt es überall andere Ausgangsbedingungen, die aber nicht unbedingt in jedem Fall einen guten Zustand repräsentieren. Verschlechtert sich der Zustand eines Systems, das sich in einem guten Zustand befindet, dürfte das andere Wirkungen haben als wenn sich ein System, das sich ohnehin schon in einem schlechten Zustand befindet noch weiter verschlechtert. Hinzu kommt, dass die Ausgangsbedingungen nicht immer feststellbar sind oder teilweise die zeitliche Abgrenzung der einzelnen Verwendungen unmöglich ist.

---

## 5 Vorstellung bisheriger Methodenvorschläge

### 5.1 Betrachtete Methodenvorschläge

In den letzten Jahren gab es einige Bestrebungen, die Wasserverwendung im Rahmen von Ökobilanzen besser abzubilden. Verschiedene Methodenvorschläge wurden veröffentlicht. Vor allem Arbeiten im Umfeld einer Arbeitsgruppe der UNEP-SETAC (United Nations Environment Programme and the Society of Environmental Toxicology and Chemistry) brachten die Entwicklung in den letzten 3 Jahren voran. Von 31 relevanten Veröffentlichungen, die sich mit der Bewertung der Wasserverwendung auseinandersetzen, beschäftigen sich 16 mit der Entwicklung einer neuen Methode oder der Weiterentwicklung bzw. Anwendung einer bereits vorhandenen Methode im Rahmen von Ökobilanzen. In 10 Studien wird die Methode des „Water Footprinting“, teilweise beruhend auf LCA-Ansätzen, weiterentwickelt. Der andere Teil der Studien widmet sich vor allem der Zusammenfassung des Wissens, der Vereinheitlichung der Terminologie, sowie Vorschlägen für das weitere Vorgehen.

Die folgende Auswertung konzentriert sich vor allem auf die 16 Veröffentlichungen mit einem konkreten Methodenvorschlag für die Ökobilanzierung. Die Methode des *Water Footprinting* wird in einem eigenen Abschnitt (5.5) besprochen, da diese Methode zunächst unabhängig von der Ökobilanzierung entwickelt wurde (Ridoutt & Pfister 2010). Einen Überblick über alle in der vorliegenden Auswertung berücksichtigten Studien bietet Tabelle 5-1.

**Tabelle 5-1 Chronologischer Überblick über die berücksichtigten Studien**

<b>Autor</b>	<b>Art der Veröffentlichung</b>	<b>Art der Wasserverwendung</b>	<b>Wirkungskategorie</b>	<b>Kurzbeschreibung</b>
Baitz et al. (2000)	Anwendung/Weiterentwicklung vorhandener Methoden	Grundwasserneubildung und Abflussregulierung	Landnutzung	Die Methode wird bewertet Landnutzung mit Hilfe von Wasserindikatoren (nicht umgekehrt)
Schweinle (2000)	Methodenvorschlag/Teilbereich einer Methode	Grundwasserspende	Landnutzung	Ein Teilindikator der Methode beschreibt Auswirkungen der Flächennutzung auf die Grundwasserspende auf Basis der Wasserhaushaltsgleichung
Owens (2001)	Übersicht, Definition; Anforderungen an zukünftige Methoden	-	-	Vorstellung von möglichen Parametern und Indikatoren für die quantitative und qualitative Bewertung der Wasserverwendung
Heuvelmans et al. (2005)	Methodenvorschlag	Süßwasserverbrauch	Landnutzung; Ressourcenverbrauch; regionale Wasserbilanz	betrachtet 3 Wirkungen der Wasserverwendung: Reserven im Verhältnis zu ihrer Verwendung, Wasserbedarf der aktuellen Vegetation im Vergleich zu einer Referenz,
Stewart and Weidema (2005)	Kategorisierung, Definition Rahmen Methodenvorschlag	Ressourcenverbrauch allgemein	-	Allgemeiner theoretischer Rahmen für die qualitative Bewertung des Ressourcenverbrauchs; gemessen an der Funktionalität und der Wiederverwendbarkeit

<b>Autor</b>	<b>Art der Veröffentlichung</b>	<b>Art der Wasserverwendung</b>	<b>Wirkungskategorie</b>	<b>Kurzbeschreibung</b>
Chaves and Alipaz (2007)	Ecological Footprint/ Water Footprint Methodenerweiterung	Wasserverbrauch für die Speicherung von CO <sub>2</sub> -Emissionen	-	THG-Bilanz und Ecological Footprint von Ethanol und fossilem Treibstoff; darin enthalten Water Footprint; Einführung einer neuen Wasserkategorie „CO <sub>2</sub> -Wasser“: benötigtes Wasser, zur Neutralisierung von CO <sub>2</sub> -Emissionen in diesem Fall mit Hilfe von Wald; dieser verbraucht Wasser
Dewulf et al. (2007)	Methodenvorschlag	Süßwasserverbrauch	Entnahme von Exergie/ Ressourcenverbrauch	Ermittlung der Exergieentnahme aus der Umwelt; alle Ressourcen, nicht nur für Wasser
Chapagain and Orr (2009)	Water Footprint Methodenerweiterung	Wasserverbrauch		Tomatenproduktion in Spanien; Regionalisierung der Water Footprint Methode; Kombination von LCA und Water Footprint?
Frischknecht et al. (2009)	Weiterentwicklung einer vorhandenen Methode	Süßwasserverbrauch Nitratbelastung des Grundwassers	Ressourcenverbrauch; Wasserqualität	Berechnung von Umweltbelastungspunkten aus dem Verhältnis des aktuellen Zustands zum kritischen Zustand mit Hilfe von Grenzwerten
Gerbens-Leenes et al. (2009)	Water Footprint Anwendung	-	-	Water Footprint von Bioenergie im Vergleich zu fossiler Energie
Maes et al. (2009)	Methodenvorschlag	Wasserverfügbarkeit	Landnutzung	Verhältnis zwischen aktueller Evapotranspiration und der des natürlichen Ökosystems
Milá i Canals et al. (2009)	Weiterentwicklung einer vorhandenen Methode	Süßwasserverbrauch	Ökosystemfunktion; Menschliche Gesundheit; Ressourcenverbrauch	Ermittelt das Verhältnis der Wasserentnahme zum regionalen Angebot unter Berücksichtigung des Wasserbedarfs des Ökosystems und der Regenerationsrate

<b>Autor</b>	<b>Art der Veröffentlichung</b>	<b>Art der Wasserverwendung</b>	<b>Wirkungskategorie</b>	<b>Kurzbeschreibung</b>
Bayart et al. (2010)	Übersicht, Definition; Anforderungen an zukünftige Methoden	Klassifizierung/ Definitionen	Vorschlag: Wasserversorgung heutiger und zukünftiger Nutzer und Ökosysteme	Liefert einen konzeptionellen Rahmen, Definitionen und Anforderungen für zukünftige Methodenvorschläge; kein eigener Methodenvorschlag
Berger and Finkbeiner (2010)	Literaturstudie	-	-	Übersicht über bisherige Methoden im Bereich Bewertung der Wasserverwendung; Vermischung Water Footprint und LCA
Ridoutt and Pfister (2010)	Water Footprint Methodenverweiterung	Süßwasserverbrauch	Wasserknappheit	Weiterentwicklung des volumetrischen Water Footprint; Berücksichtigung von regionaler Wasserverfügbarkeit; fokussiert die nicht-nachhaltige Verwendung von Wasser
Roth et al. (2010)	Literaturstudie	-	-	Zusammenfassung bis dahin verfügbarer Methoden
Van Zelm et al. (2010)	Methodenvorschlag	Süßwasserverbrauch/ Entnahme von Grundwasser	Ökosystemfunktion	Bewertung der Umweltwirkungen mit Hilfe des Zusammenhangs zwischen Grundwasserabsenkungen und dem Verschwinden von Pflanzenarten in den Niederlanden
Verones et al. (2010)	Methodenvorschlag	Abwasserqualität	Ökosystemqualität	Bewertung der Veränderung der Wasserqualität anhand der Beziehung zwischen dem Anstieg der Wassertemperatur und dem Verschwinden von Arten
Boulay et al. (2011a)	Methodenvorschlag	Erfassung und Bestimmung von qualitativen Indikatoren	Wasserqualität	Sachbilanzmethode, zur Bestimmung der Wasserqualität; Methode zur Datenerfassung, keine Bewertung

<b>Autor</b>	<b>Art der Veröffentlichung</b>	<b>Art der Wasserverwendung</b>	<b>Wirkungskategorie</b>	<b>Kurzbeschreibung</b>
Hanafiah et al. (2011)	Methodenvorschlag	Süßwasserverbrauch	Ökosystemfunktion (Biodiversität)	Ermittlung des Zusammenhangs menschlicher Wasserverwendung und dem Verschwinden von Süßwasserfischarten
Jeswani and Azapagic (2011)	Water Footprint Literaturstudie	-	-	-
Lérová and Hauschild (2011)	Methodenvorschlag	Süßwasserverbrauch	Ökosystemfunktion	Ermittelt das Verhältnis der Verwendung zur regionalen Wasserverfügbarkeit abzüglich des natürlichen Wasserbedarfs
Motoshita (2011)	Methodenvorschlag	öffentliche Trinkwasserversorgung	Menschliche Gesundheit	Ermittelt den Einfluss der Wasserknappheit auf die menschliche Gesundheit auf Länderebene.
Stoeglehner et al. (2011)	Ecological Footprint/ Water Footprint Methodenerweiterung	Wasserverfügbarkeit in einem Gebiet	Water Supply Footprint/ Nachhaltige Wasserversorgung	Neue Methode zur Ermittlung der Wasserverfügbarkeit zur Trinkwasserversorgung, kann abgeglichen werden mit dem Wasserbedarf einer Region
Hospido et al. (2013)	Sachbilanzmethode/ Methodenerweiterung	Wasser für Bewässerungsmaßnahmen	keine Wirkungsbewertung	Irrigation mix concept: Sachbilanzmethode für die Beurteilung der Zusammensetzung von Wasser für Bewässerungsmaßnahmen.
Núñez (2013)	Anwendung und Kombination vorhandener Methoden	Süßwasserverbrauch	Ressourcenverbrauch; Ökosystemfunktion	Untersuchung der Wirkungen des Wasserverbrauchs für den Anbau von Energiepflanzen. Anwendung der des Water Stress Index (WSI) von Pfister et. al. (2009) in Kombination mit dem green water scarcity index (GWSI) des Water Footprint Network

<b>Autor</b>	<b>Art der Veröffentlichung</b>	<b>Art der Wasserverwendung</b>	<b>Wirkungskategorie</b>	<b>Kurzbeschreibung</b>
Ridoutt&Pfister (2013)	Methodenerweiterung Water Footprint	Süßwasserverbrauch, quantitativ und qualitativ	Eutrophierung; Menschliche Gesundheit; Aquatische Toxizität	Berechnung eines Einzelindikatoren für die Bewertung des quantitativen und qualitativen Verbrauchs von Wasser im Rahmen des Water-Footprint. Ergänzung der Methode von Ridoutt&Pfister (2010) .
Bayart et al. (2014)	Methodenerweiterung Water Footprint	Süßwasserverbrauch, quantitativ und qualitativ	-	Entwickelt einen „Water Impact Index“ und kombiniert dafür einen Qualitätsindex und einen Knappheitsindex. Methode orientiert sich an Ansätzen der Ökobilanzierung.
Motoshita (2014)	Methodenvorschlag	Süßwasserverfügbarkeit für die Landwirtschaft	Wasserversorgung; Menschliche Gesundheit	Ermittlung der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit durch Wasserknappheit in der Landwirtschaft.
Berger (2014)	Methodenvorschlag	Süßwasserverbrauch	Ressourcenverbrauch	WAVE-Modell ermittelt die Anfälligkeit eines Einzugsgebietes gegenüber dem Aufbrauch der Ressource Süßwasser.
Nuñez (2015)	Weiterentwicklung einer vorhandenen Methode auf kleinere Wassereinzugsgebiete	Süßwasserverbrauch	Wasserknappheit	Berechnung des Water Stress Index (WSI) von Pfister et al. (2009) in verschiedenen zeitlichen Szenarien für untergeordnete Wassereinzugsgebiete in Spanien.

---

## 5.2 Untersuchte Wirkungskategorien

Wirkungskategorien werden im Wirkungsbilanzschritt einer Ökobilanz gebildet und geben durch ihre Indikatorwerte Auskunft über das Ausmaß einer Wirkung bestimmter In- oder Outputs, die während der Sachbilanzierung zusammengestellt wurden. Nach der ISO-Definition repräsentiert eine Wirkungskategorie eine Klasse von Umweltproblemen, zu denen einzelne Sachbilanzflüsse beitragen (Udo de Haes et al. 1999a). Einige Autoren der untersuchten Aufsätze verwenden bereits vorhandene Wirkungskategorien oder modifizieren diese für ihre Anwendung. Zumeist beruhen die vorgestellten Kategorien auf den bekannten (Udo de Haes et al. 1999b) Midpoint-Wirkungskategorien „abiotischer Ressourcenverbrauch“ oder „Landnutzung“. Die neuen Wirkungskategorien wie „Freshwater depletion“ (Milá i Canals et al. 2009), „Freshwater deprivation“ (Bayart et al. 2010) lassen sich ebenfalls der Wirkungskategorie „abiotischer Ressourcenverbrauch“ zuordnen. Diese Wirkungskategorien beschreiben jeweils die Auswirkungen der Wasserentnahme, das als Input in das betrachtete Produktsystem fließt (Udo de Haes et al. 1999b). Eine neue Wirkungskategorie „regional water balance“ wird neben anderen von Heuvelmans et al. (2005) vorgestellt. Dabei werden die Output-Flüsse aus dem Produktsystem und deren Auswirkungen auf den regionalen Wasserhaushalt bewertet. Auch (Berger et al. 2014) ermitteln mit ihrem WAVE-Model (water accounting and vulnerability) die Anfälligkeit eines Wassereinzugsgebietes gegenüber dem Aufbrauch der Ressource Süßwasser.

Die Verwendung und vor allem die Übernutzung von Wasserressourcen haben Auswirkungen auf die Lebensbedingungen von Menschen, Tieren und Pflanzen. Deshalb verwendet ein Großteil der Autoren Wirkungskategorien, die die Auswirkungen der Wasserverwendung auf bestimmte Ökosystemfunktionen (Van Zelm et al. 2010; Hanafiah et al. 2011; Lérová & Hauschild 2011) oder die menschliche Gesundheit bewerten (Milá i Canals et al. 2009; Pfister et al. 2009). Die neueren Methoden von (Boulay et al. 2011b) und (Motoshita et al. 2011; Motoshita et al. 2014) fokussieren besonders auf die Bewertung der Auswirkungen des Wasserverbrauchs auf die menschliche Gesundheit. In die Modellierung fließen dafür bei (Boulay et al. 2011b) auch das Ausmaß der Einwirkungen in räumlicher (exposure) und zeitlicher Dimension (fate) oder bei (Motoshita et al. 2014) auch sozio-ökonomische Kompensationsmöglichkeiten ein.

Einige der hier betrachteten Bewertungsmethoden nutzen Wasserhaushaltelemente als Indikatoren für die Intensität der Landnutzung (Baitz et al. 2000) oder untersuchen den Einfluss der Landnutzung auf die Wasserverfügbarkeit (Schweinle 2000; Heuvelmans et al. 2005; Maes et al. 2009). Schon 1981 verwies Falkenmark darauf, dass der Wasserhaushalt untrennbar mit der Landnutzung verbunden ist und dass dieser Zusammenhang unbedingt bei der Umweltplanung und Umweltbewertung berücksichtigt werden sollte. Bei den meisten Methoden werden quantitative Auswirkungen der Wasserverwendung bewertet. Nur bei Verones et al. (2010), Frischknecht et al. (2009) und Boulay et al. (2011a) werden auch qualitative Veränderungen von Wasserressourcen durch ihre Verwendung betrachtet.

### 5.3 Wasserhaushaltselemente als Indikatoren

Die betrachteten Methodenvorschläge unterscheiden sich auch aufgrund der verwendeten Elemente der Wasserhaushaltsgleichung, die für die Bewertung der Wasserverwendung herangezogen werden. Diese sogenannten Indikatoren sind ein wichtiger Bestandteil der Sachbilanz, um nachfolgende Bewertungen vornehmen zu können. Mit Hilfe eines Sets von Bewertungsindikatoren können einzelne Produktsysteme oder Maßnahmen miteinander verglichen werden. Die Wahl der Indikatoren sollte laut Owens (2002) flexibel je nach Charakter des untersuchten Systems erfolgen. Auch wenn der gesamte Wasserverbrauch zweier Systeme gleich sei, könne es trotzdem große Unterschiede bei den einzelnen Verbrauchsströmen und der lokalen Belastung geben.

Bei einem großen Teil der Methoden wird die Wasserverwendung quantitativ bewertet. Ein kleinerer Teil setzt sich mit der wesentlich schwierigeren qualitativen Bewertung der Wasserverwendung auseinander. Eine quantitative Erfassung der Wasserverwendung gibt jedoch wenig Auskunft über dessen qualitative Veränderung und die daraus resultierenden Auswirkungen auf angrenzende Ökosysteme.

Die quantitativen Methoden beruhen auf der Bewertung der Verwendung oder des Aufbrauchs von blauem Wasser, also von Grund- oder Oberflächenwasser (Frischknecht et al. 2009; Milá i Canals et al. 2009; Pfister et al. 2009; Van Zelm et al. 2010; Boulay et al. 2011a; Hanafiah et al. 2011; Lérová & Hauschild 2011). Dabei wird meist die Entnahme aus dem ursprünglichen Gewässer und die anschließende Verwendung bewertet, das heißt, es wird -nach der Klassifikation von Owens- die Nutzung „off-stream consumptive“ betrachtet.

Ein völlig anderer Ansatz wird von Dewulf et al. (2007) präsentiert, bei dem der Umwelt entzogene Exergie als Indikator für die Bewertung der Süßwasserentnahme benutzt wird. Die Methode wurde jedoch zur Bewertung des Abbaus verschiedener natürlicher Ressourcen konzipiert, nicht explizit für Wasser.

Eine kleinere Gruppe von Methodenvorschlägen konzentriert sich auf die Bewertung des Verbrauchs von grünem Wasser. Dabei werden Parameter der Wasserhaushaltsgleichung, wie Evaporation, Infiltrationsfähigkeit, Abfluss oder Grundwasserneubildungsrate als Indikatoren für die Auswirkungen der Landnutzung verwendet (Baitz et al. 2000; Heuvelmans et al. 2005; Maes et al. 2009).

Die Wasserqualität wird aufgrund seiner Komplexität nur in wenigen Methodenvorschlägen thematisiert. Verones et al. (2010) konzentrieren sich nur auf die Temperaturänderungen in natürlichen Fließgewässern durch die Einleitung von Kühlwasser aus Industrieanlagen und Atomkraftwerken. Sie bewerten dabei den Qualitätsverlust für das Ökosystem über die Empfindlichkeit der Süßwasserfauna gegenüber Temperaturerhöhungen des Wassers. Boulay et al. (2011a) stellen eine Sachbilanzmethode zur Erfassung der Wasserqualität vor, bei der mit Hilfe einer großen Zahl von Indikatoren die Wasserqualität in Klassen eingeteilt wird. Die Klassen ergeben sich jeweils aus den Anforderungen der Nutzer und internationalen Grenzwerten und Richtlinien. Frischknecht et al. (2009) bewerten innerhalb ihrer Methode der ökologischen Knappheit

---

auch die Grundwasserqualität anhand der Abweichung der aktuellen Nitratkonzentration im Vergleich zu festgelegten Grenzwerten.

## 5.4 Wirkungskategorien und Charakterisierungsfaktoren

Laut ISO 14044 dienen Charakterisierungsfaktoren, durch Bewertung und Gewichtung, der Umwandlung von Sachbilanzergebnissen in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators. Bei der Bewertung der Wasserverwendung gibt es auf den ersten Blick nicht so viele verschiedene In- oder Outputs, die zu der betreffenden Wirkungskategorie beitragen, wie beispielsweise beim Versauerungs- oder Treibhauspotential. Dennoch sollten auch die verschiedenen Formen der Wasserverwendung bewertet werden, bevor sie zu einem allgemein vergleichbaren Indikatorwert zusammengefasst werden. Je nach Zeit und Ort der Wasserverwendung sind dessen Auswirkungen auf umliegende Ökosysteme oder den Menschen durchaus unterschiedlich. Zudem ist es sinnvoll, eine Gewichtung zwischen den verschiedenen Formen und Qualitäten von Wasser einzuführen, bevor diese zu einem Indikatorwert zusammengefasst werden. Für die Einführung eines solchen Charakterisierungsfaktors muss eine Referenz bestimmt werden, zu welcher die untersuchte Wasserverwendung ins Verhältnis gesetzt wird. Diese Referenz kann einen quantitativen oder qualitativen Charakter haben. Die hier ausgewerteten Methodenvorschläge präsentieren dafür jeweils unterschiedliche Lösungen.

### 5.4.1 Ressourcenverbrauch

Quantitativ wertende Methoden, die als Wirkungskategorie den Verbrauch von natürlichen Ressourcen vorschlagen, stellen oft die entnommene Wassermenge ins Verhältnis zu dem verfügbaren Angebot. Dazu wird meist die regionale Wasserverfügbarkeit auf Ebene eines Wassereinzugsgebiets herangezogen. Bei deren Ermittlung werden teilweise die Regenerationsfähigkeit der Reserve oder der Wasserbedarf des natürlichen Ökosystems berücksichtigt. Pfister et al. (2009) entwickeln den von Smakhtin et al. (2004b) eingeführten „Water Stress Index“ (WSI) weiter. In seiner ursprünglichen Form ist er das Verhältnis der entnommenen Menge Wasser zur gespeicherten Menge, abzüglich des Wasserbedarfs der natürlichen Umwelt. Pfister et al. (2009) berücksichtigen bei der jährlichen hydrologischen Verfügbarkeit eines Wassereinzugsgebietes noch die Standardabweichung der Niederschlagsverteilung. Der WSI in seiner ursprünglichen Form wird von Milá i Canals et al. (2009) als Charakterisierungsfaktor für ihre neu eingeführte Wirkungskategorie „Freshwater Ecosystem Impacts“ (FEI) vorgeschlagen. Des Weiteren entwickeln Milá i Canals et al. (2009) die von Guinée and Heijungs (1995) vorgeschlagene Wirkungskategorie „Abiotic Depletion Potential“ (ADP, siehe Formel (5-1)) weiter und verwenden diese als Charakterisierungsfaktor für ihre neue Wirkungskategorie „Freshwater Depletion“ (FD).

$$ADP_i = \frac{DR_i}{(R_i)^2} \times \frac{(R_{ref})^2}{DR_{ref}} \quad (5-1)$$

Das ursprüngliche ADP (Guinée & Heijungs 1995) wurde entwickelt, um das Ausmaß der Ressourcenentnahme zu bewerten (5-2). Es setzt die Entnahmemenge pro Zeiteinheit einer Res-

source ( $DR_i$ ) ins Verhältnis zu seiner Gesamtreserve ( $R_i$ ). Das Ergebnis, also der jährlich entnommene Anteil der Ressource, wird mit der Reichweite ( $R_{ref}^2 \cdot DR_{ref}^{-1}$ ) einer Referenzressource gewichtet. Das modifizierte ADP (Milá i Canals et al. 2009) berücksichtigt, dass sich Wasserspeicher selbst regenerieren können, genauso wie biotische Ressourcen. Daher berücksichtigt das von Milá i Canals et al. (2009) präsentierte ADP die Entnahmerate ( $ER_i$ ) abzüglich der Regenerationsrate ( $RR_i$ ) und setzt diese ins Verhältnis zur Gesamtreserve. Anschließend wird es mit der Reichweite der Referenzressource multipliziert, um eine gemeinsame Einheit zu erhalten.

$$ADP_i = \frac{ER_i - RR_i}{(R_i)^2} \times \frac{(R_{ref})^2}{DR_{ref}} \quad (5-2)$$

Frischknecht et al. (2009) gewichten den Wasserverbrauch gemäß der Knappheit innerhalb eines Landes. Sie setzen die Wasserentnahme ins Verhältnis zu einer kritischen Entnahmemenge. Diese wird nach einer Klassifizierung der OECD (OECD 2004), die den Druck auf die Wasserressourcen eines Landes angibt, auf 20% des gesamten Wasserangebots festgesetzt. Mit dieser Methode ermitteln Frischknecht et al. (2009) einen landesweiten Gewichtungsfaktor.

Heuvelmans et al. (2005) schlagen als Indikator des Ressourcenverbrauchs die Lebensdauer der Ressource bei derzeitiger Verbrauchsrate vor. Dabei wird neben der Entnahme auch die Erneuerung der Ressource durch Niederschlag berücksichtigt (5-3). Ist die Entnahme ( $U$ ) größer als die Nachlieferung aus Niederschlag ( $P$ ), wird die Reserve ( $R$ ) aufgebraucht. Der Indikatorwert zeigt dann in diesem Fall die Reichweite der Reserve an. Ist jedoch die Entnahme geringer als die Nachlieferung aus Niederschlag, bleibt die Reserve unangetastet, der Indikator nimmt einen negativen Wert an und bedeutet den Autoren nach die Zeitspanne, bis der Überschuss aus Niederschlag die Größe der Reserve erreicht hat.

$$Ind_A = \frac{R}{U - P} \quad (5-3)$$

Der von Berger et al. (2014) vorgeschlagene WDI (Water Depletion Index) bezeichnet die Anfälligkeit eines Einzugsgebietes gegenüber dem Aufbrauch der Ressource Süßwasser aufgrund von Wasserentnahmen. Der Index berechnet sich als eine Funktion des sogenannten CTA (Consumption to Availability), der das Verhältnis des Verbrauchs zu den verfügbaren Ressourcen ausdrückt.

Für alle Methoden, die einen Indikator mit Hilfe der verfügbaren Ressourcen berechnen, ergeben sich Probleme bei der Quantifizierung dieser verfügbaren Ressourcen. Diese entstehen zum einen bei der Abgrenzung der Wasserkörper in kleineren Gebietseinheiten, wie zum Beispiel einem Feld. Des Weiteren können Probleme aufgrund unzureichender Datenverfügbarkeit, unter anderem zur Abschätzung des sonstigen Wasserverbrauchs im Gebiet, auftreten. (Berger et al. 2014) argumentieren aus diesem Grund, dass in die Ermittlung der verfügbaren Ressourcen nicht nur Abflussgrößen, sondern auch Reservoirs wie Seen oder Stauseen und Feuchtgebiete einbezogen werden sollten.

---

### 5.4.2 Menschliche Gesundheit

Einige neuere Methodenvorschläge gehen einen Schritt weiter und beschreiben Modelle, die für die Bewertung einer Endpunkt-Wirkungskategorie geeignet sind. Die menschliche Gesundheit stellt dabei einen zentralen Wirkungsendpunkt dar, da sowohl das Leben als auch das wirtschaftliche Handeln des Menschen von der Verwendung von Wasser abhängig sind. Bei Boulay et al. (2011b) wird für die Berechnung des Charakterisierungsfaktors der lokale Wasserstress, das Ausmaß, in dem der Nutzer Änderung der Wasserverfügbarkeit ausgesetzt ist sowie die jeweilige Wirkungen eines Wassermangels auf die menschliche Gesundheit berücksichtigt.

Motoshita et al. (2011) stellen ebenfalls eine Methode zur Quantifizierung des Einflusses der Wasserknappheit auf die menschliche Gesundheit vor. Die sogenannten Schadfaktoren (damage factors) werden auf Länderebene ermittelt und in DALYs (Disability Adjusted Life Years) ausgedrückt, was die Beeinträchtigung des normalen Lebens durch Krankheit oder Tod bezeichnet. In die Berechnung fließen statistischen Knappheitsfaktoren, das Bruttoinlandsprodukt, die Wasserverfügbarkeit und statistische Daten zu Krankheitsfällen ein. Die Schadfaktoren sind jedoch keine Charakterisierungsfaktoren die für die Bewertung von Sachbilanzflüssen verwendet werden könnten. In einer weiteren Veröffentlichung berechnen Motoshita et al. (2014) Midpoint und Endpoint Charakterisierungsfaktoren, mit deren Hilfe die Auswirkungen der Wasserknappheit in der Landwirtschaft auf die Lebensmittelversorgung und damit auf die menschliche Gesundheit ermittelt werden können. Dabei wird aber auch die Fähigkeit eines Landes zur Kompensation von Mindererträgen in der Landwirtschaft durch internationalen Handel berücksichtigt.

### 5.4.3 Landnutzung

In anderen Methodenvorschlägen stehen die Auswirkungen der Verwendung von grünem Wasser, also dem nur von Pflanzen nutzbaren Wasser, im Vordergrund. Durch die Anlage von Infrastruktur, durch land- und forstwirtschaftliche Nutzung sowie weitere Maßnahmen gestaltet der Mensch die Landschaft und greift dabei auch in den natürlichen Wasserhaushalt ein. So werden zum Beispiel Verdunstungs-, Abfluss- und Infiltrationsraten verändert. Diesen Zusammenhang nutzen einige Autoren für ihre Methodenvorschläge, um die Auswirkungen der Landnutzung auf den Wasserhaushalt zu bewerten. So beruhen die Indikatoren für Landnutzung bei Heuvelmans et al. (2005) auf einfachen Zusammenhängen des Wasserhaushalts, die etwas über das Überflutungsrisiko, Trockenheitsrisiko oder den Niederschlagsüberschuss aussagen.

- Überflutungsrisiko:  $R_o$  (Oberflächenabfluss)
- Trockenheitsrisiko:  $P_i - ET$  (infiltrierender Niederschlag-Evapotranspiration)
- Niederschlagsüberschuss:  $P - ET$  (Niederschlag- Evapotranspiration)

Dabei scheint der Indikator für das Trockenheitsrisiko einen Widerspruch in sich zu bergen, da von dem schon in den Boden infiltrierten Niederschlag nochmals die Evaporation abgezogen wird. Die Evaporation bezeichnet Wasser, das von Oberflächen verdunstet, dieses Wasser gelangt niemals in den Boden und kann auch nicht von Pflanzen über die Wurzeln aufgenommen werden. Wenn mit diesem Indikator eine Art Bodenspeicheränderung berechnet werden sollte,

müsste vom infiltrierten Niederschlag die transpirierte Menge Wasser sowie die Tiefensickerung abgezogen werden. Die genaue Bedeutung des Indikators wird jedoch von den Autoren nicht näher erläutert.

Heuvelmans et al. (2005) führen zusätzlich eine neue Wirkungskategorie: „regional water balance“ ein, die den Einfluss der Landnutzung auf den regionalen Abfluss abbilden soll. Dabei wird der aktuelle Wasserhaushalt im Hinblick auf das Trockenheits- oder Überflutungsrisiko mit dem eines Referenzökosystems verglichen. Es wird empfohlen, als Referenzökosystem die Potentielle Natürliche Vegetation (PNV) heranzuziehen.

Auch andere Autoren, die sich mit der Bewertung der Landnutzung mit Hilfe von Wasserhaushaltsparametern beschäftigen, benutzen als Referenzsystem die PNV. So zum Beispiel Maes et al. (2009), die den Abfluss und die Evapotranspiration der aktuellen Landnutzung ( $ET_{act}$ ) mit der des potentiellen natürlichen Ökosystems ( $ET_{PNV}$ ) vergleichen. Entspricht dabei entweder Evapotranspiration oder Abfluss derjenigen der PNV, ist die Wirkung minimal. Für eine komplett versiegelte Fläche ohne Pflanzenbewuchs wird vereinfachend eine aktuelle Evapotranspiration ( $ET_{act}$ ) von 0 unterstellt, wodurch die Wirkung auf das terrestrische Ökosystem (TWI) maximal ist. Transpiriert die aktuelle Landnutzung jedoch mehr Wasser als die PNV, gelangt immer weniger Wasser in den Vorfluter und nachfolgende aquatische Ökosysteme können Schaden nehmen, was durch den Wirkungsindikator AWI ausgedrückt wird. Die maximale Wirkung bzw. Schädigung wird erreicht, wenn sich die Evapotranspiration der aktuellen Landnutzung ( $ET_{act}$ ) an einen Grenzwert annähert oder ihn überschreitet, der den minimalen Wasserbedarf des Ökosystems ( $ET_{EWR}$ ) markiert. Der terrestrisch-aquatische Indikator (TAWI) vereint schließlich die terrestrischen und aquatischen Wirkungen in einem Wert. Er bewegt sich zwischen 0 und 1 und kann in zwei Fällen den Maximalwert annehmen. Und zwar, wenn  $ET_{act}$  gleich null ist oder gleich hoch bzw. höher als der Wasserbedarf des Ökosystems ( $ET_{EWR}$ ), dann nimmt TAWI den maximalen Wert 1 an. Die Gleichungen (5-4) bis (5-6) enthalten die Berechnungsvorschriften für die Ermittlung des TAWI für unterschiedliche Ausgangssituationen. Im Kapitel 6.1 wird die Methode von Maes et al. (2009) anhand eines Beispiels demonstriert.

$$ET_{act} \leq ET_{PNV} : TAWI = \frac{ET_{PNV} - ET_{act}}{ET_{PNV}} \quad (5-4)$$

$$ET_{PNV} < ET_{act} < ET_{EWR} : TAWI = \frac{ET_{act} - ET_{PNV}}{ET_{EWR} - ET_{PNV}} \quad (5-5)$$

$$ET_{act} \geq ET_{EWR} : TAWI = 1 \quad (5-6)$$

Baitz et al. (2000) benutzen neben anderen die Grundwasserneubildungsrate und die Abflussregulierung als Indikatoren für ihre Bewertungsmethode der Landnutzung. Sie benutzen den Zustand einer Fläche vor der Umwandlung als Referenz und berechnen damit die Differenz der Indikatorwerte zwischen aktueller Verwendung und Referenz. Dabei werden verschiedene Wasserhaushaltsparameter wie Jahresniederschlag, nutzbare Feldkapazität, Verdunstung, Infiltration und Hangneigung für eine Klassifizierung nach dem Grad der Funktionserfüllung herangezogen.

---

gen. Die Klassifizierung von „gering“ bis „sehr hoch“ erfolgt dabei mit Hilfe vorhandener Methoden aus der Geoökologie (Marks et al. 1992).

Auch Schweinle (2000) entwickelt im Rahmen einer Methode zur Bewertung der Landnutzung einen Indikator zur Ermittlung der Auswirkungen der Flächennutzung auf die Grundwasserspende auf Basis der Wasserhaushaltsgleichung. Der Indikator im Bereich Wasser wird mit Hilfe von Regressionsfunktionen für die Grundwasserspende verschiedener Landnutzungsformen berechnet. Der Indikator ergibt zusammen mit weiteren Indikatoren, die ebenfalls Auswirkungen einer Flächennutzung beschreiben (Bodenverdichtung, Erosion, Eutrophierung etc.), ein Gesamtbild einer bestimmten Landnutzungsform, die dann mit anderen verglichen werden kann.

Bei Dewulf et al. (2007) wird der Ressourcenverbrauch im Allgemeinen, darunter auch die Wasserentnahme, durch Berechnung des Entzugs von Exergie aus der Umwelt bewertet. Die Analyse der Exergie ermöglicht laut Dewulf et al. (2007) die Bewertung der quantitativen und qualitativen Eigenschaften einer Ressource. Sie unterscheiden dabei zwischen Exergie-Beständen, wie Wasser oder fossilen Brennstoffen und Exergie-Flüssen, wie Sonneneinstrahlung oder Wind. Die Exergie verschiedener Produkte wird aus ihrer chemischen Zusammensetzung berechnet. Anhand des Ergebnisses kann die Entnahme von Exergie aus der Umwelt durch zwei Produkte verglichen werden. Der Ansatz ermöglicht den Vergleich von sehr verschiedenen Arten von Produkten mit gleichem Nutzen (z.B. biologische und technische Produkte), die mit anderen Methoden nur schwer vergleichbar sind.

#### 5.4.4 Ökosystemfunktionen

Eine weitere, oft verwendete Wirkungskategorie ist die Beeinträchtigung von natürlichen Ökosystemfunktionen durch die Entnahme von Süßwasser durch den Menschen. Wird blaues Wasser vom Menschen der Umwelt entzogen, kann auch die Verfügbarkeit von grünem Wasser für das Pflanzenwachstum beeinflusst werden. Damit kann sich die Entnahme von Wasser sowohl auf nahe aquatische, aber auch auf angrenzende terrestrische Ökosysteme auswirken.

Milá i Canals (2009) schlagen zur Bewertung solcher Wirkungen die Wirkungskategorie FEI „Freshwater ecosystem impacts“ vor. Untersucht wird damit die Schädigung von Ökosystemen z.B. aufgrund von Grundwasserabsenkungen durch die übermäßige Wasserentnahme des Menschen. Als Charakterisierungsfaktor werden bereits bekannte Indikatoren empfohlen, darunter der bereits erwähnte WSI (Water Stress Index), aber auch die Indikatoren WUPR „Water Use per Resource“ und WRPC „Water Use per Capita“ (Falkenmark 1986)<sup>1</sup>. WUPR bezeichnet den Anteil der aktuellen Wasserentnahme an der Gesamtressource. 1-WUPR gibt den Prozentsatz der Ressource, der für andere Verwendungen, außer der anthropogenen, z.B. für umliegende Ökosysteme zur Verfügung steht. Der Indikator WRPC wird häufig verwendet, um die Wasserknappheit eines Landes anzugeben (Chenoweth 2008b; FAO 2011). Dabei wird die bekannte verfügbare Wassermenge durch die Anzahl der Einwohner geteilt. 500 m<sup>3</sup> pro Kopf und Jahr gilt dabei als eine untere Grenze und zeigt eine große Konkurrenz um die Ressource an (Falkenmark 1986). Dieser Indikator sagt jedoch nichts über die Wasserverfügbarkeit für Ökosysteme aus, wodurch er weniger für die Bewertung der Ökosystemschäden geeignet ist.

---

<sup>1</sup> Der Falkenmark-indikator wurde auch bereits im Abschnitt 2.6.3 diskutiert

Pfister et al. (2009) bewerten neben anderen Wirkungskategorien auch die Veränderungen der Ökosystemqualität durch die Entnahme von Wasser. Sie stellen die Wasserentnahme ins Verhältnis zur Nachlieferung aus Niederschlag und gewichten diesen Wert mit einem Charakterisierungsfaktor. Dieser Charakterisierungsfaktor drückt den limitierenden Einfluss der Wasserknappheit auf das Pflanzenwachstum aus. Für die Berechnung des Faktors, der Werte zwischen 0 und 1 annehmen kann, wird eine Korrelation zwischen der Artenvielfalt von Gefäßpflanzen und der Nettoprimärproduktion einer Fläche ausgenutzt. Die Nettoprimärproduktion wird von mehreren Faktoren, darunter der Wasserverfügbarkeit begrenzt. Der verwendete Charakterisierungsfaktor wurde von den Autoren auf Ebene für große Wassereinzugsgebiete und Länder in einem globalen Raster berechnet.

Den Zusammenhang zwischen Absenkungen des Grundwasserspiegels und dem Verschwinden von Pflanzenarten nutzen auch van Zelm et al. (2010), um die Beeinträchtigung von Ökosystemen durch die Entnahme von Grundwasser zu ermitteln. Sie präsentieren einen Charakterisierungsfaktor, bei dem die Veränderung der Artenzusammensetzung als ein Maß für die Beeinträchtigung des Ökosystems durch Grundwasserspiegelabsenkungen verwendet wird. Das Auftreten bestimmter Pflanzenarten wird dabei mit Hilfe eines Modells für die verschiedenen geographischen Regionen in den Niederlanden ermittelt. Im Modell werden die Ellenbergschen Zeigerwerte genutzt, um die Wahrscheinlichkeit des Auftretens verschiedener Pflanzenarten, abhängig von der Wasserverfügbarkeit und unter Berücksichtigung anderer Standortbedingungen, zu bestimmen. Ausgehend von diesen Modellberechnungen wird das potentielle Verschwinden von Pflanzenarten als Funktion einer Absenkung des Grundwasserspiegels dargestellt.

Andere Autoren benutzen dagegen die Veränderung in der Zusammensetzung der Süßwasserfauna als einen Indikator für die Auswirkungen der Wasserentnahme (Hanafiah et al. 2011) oder die Qualitätsveränderung durch Wasserverwendung (Verones et al. 2010).

Hanafiah et al. (2011) gehen von einem Modell aus, bei dem die Abflussmenge an der Mündung eines Wassereinzugsgebiets mit der Artenvielfalt von Süßwasserfischen korreliert. Auf dieser Basis wird ein Charakterisierungsfaktor ermittelt, der den Einfluss der Wasserentnahme auf die Vielfalt an Süßwasserfischarten reflektiert. Die Berechnungen basieren auf Modellannahmen und der vermuteten Korrelation zwischen Abflussmenge und Fischarten-Diversität. Aufgrund der geringeren Korrelationen wurden dabei jedoch alle Flusseinzugsgebiete in Breiten größer als 42° und weitere Flussgebiete mit unzureichender Datenverfügbarkeit nicht berücksichtigt, wodurch der Charakterisierungsfaktor für viele Einzugsgebiete in Europa und Nordamerika nicht anwendbar ist.

Verones et al. (2010) nutzen die Anpassungsfähigkeit der Süßwasserfauna an eine bestimmte Temperaturamplitude, um Qualitätsänderungen in einem natürlichen Gewässer zu bewerten. Der Charakterisierungsfaktor beruht auf der Sensitivität der Arten gegenüber Veränderungen der Wassertemperatur durch die Einleitung von Kühlwasser aus Kraftwerken oder Industrieanlagen. Die Temperaturveränderungen eines Fließgewässers werden mit Hilfe eines Modells berechnet und danach mit den Temperaturansprüchen einer Auswahl der im Gewässer vorkom-

---

menden Tierarten abgeglichen, woraus dann der Anteil der potentiell beeinträchtigten Arten abgeleitet wird.

Lévová und Hausschildts (2011) Charakterisierungsfaktor  $CF_{IE}$  repräsentiert die Sensitivität der Umgebung gegenüber Wasserentnahmen. Dabei wird der Anteil der Wasserentnahme (WU) an der verfügbaren Menge Wasser (WR) unter Berücksichtigung des Wasserbedarfs des umgebenden Ökosystems (EWR) berechnet. Durch die Berücksichtigung des Umweltwasserbedarfs sowohl in der Basis als auch im Exponenten, ist der Indikatorwert bei gleicher Entnahme bei höherem Umweltwasserbedarf größer und nimmt bei größer werdender Entnahme exponentiell zu.

Tabelle 5-2 enthält eine Zusammenfassung der besprochenen Methodenentwürfe sowie der dazugehörigen Vorschläge zu Wirkungskategorien, Charakterisierungsfaktoren und Wirkungsendpunkten.

**Tabelle 5-2: Studien mit Ansätzen zur Bewertung der Wasserverwendung in LCA**

<b>Autor</b>	<b>Bewertung</b>	<b>Sachbilanzflüsse</b>	<b>untersuchte Aspekte</b>	<b>Charakterisierungsfaktoren</b>	<b>Endpunkte</b>
Baitz et al. (2000)	quantitativ	grünes Wasser	Landnutzung	Grundwasserneubildungsrate (Bewertung von Niederschlag, Feldkapazität, Verdunstung)	Ökosystemfunktion
		grünes Wasser	Landnutzung	Abflussregulation (Bewertung von Bodenbedeckung, Hangneigung, Infiltration und Feldkapazität)	Ökosystemfunktion
Dewulf et al. (2007)	quantitativ	off-stream consumptive	CEENE: kumulativer Exergieentzug der natürlichen Umwelt	Exergiegehalt der aus der Umwelt entnommenen Ressource	Natürliche Ressourcen
Frischknecht et al. (2009)	quantitativ	off-stream consumptive Süßwasser	Wasserverbrauch	Verhältnis von aktuellem und kritischem Wasserverbrauch (20% des gesamten Wasserangebots)	Natürliche Ressourcen
	qualitativ	Output: Schadstoffe ins Grundwasser	Wasserbelastung (Nitrat)	Verhältnis aus aktueller und kritischer Belastung laut aktuellen politischen Zielen	Natürliche Umwelt/ Ökosystemfunktionen
Heuvelmans et al. (2005)	quantitativ	blaues und grünes Wasser	Erschöpfung abiotischer Ressourcen	Reserven im Verhältnis zu ihrer Verwendung abzüglich der Erneuerung durch Niederschlag	Natürliche Ressourcen
		grünes Wasser	Landnutzung	Differenz zwischen Niederschlag und Evapotranspiration (Oberflächenabfluss und Infiltration)	Ökosystemfunktionen
		grünes Wasser	Regionale Wasserbilanz (Risiko für Trockenheit oder Überschwemmungen)	Verhältnis des aktuellen Zustands zu einem Referenzsystem	Ökosystemfunktionen Menschliche Gesundheit
Maes et al. (2009)	quantitativ	blaues und grünes Wasser	Landnutzung	Verhältnis Wasserbedarf aktuelle Landnutzung und natürliches Ökosystem	Ökosystemfunktionen
Milá i Canals et al. (2009)	quantitativ	blaues Wasser off-stream consumptive	FEI: Freshwater Ecosystem impacts	WSI: Wasserentnahme im Verhältnis zum Angebot abzüglich des Wasserbedarfs des Ökosystems (Smakhtin et al. 2004b)	Ökosystemfunktionen
		blaues Wasser off-stream consumptive	FD: Freshwater depletion	ADP: Entnahme im Verhältnis zur Reserve, unter Berücksichtigung der Regenerationsrate (Guinée 2002)	Natürliche Ressourcen Menschliche Gesundheit
Pfister et al. (2009)	quantitativ	blaues Wasser off-stream consumptive	Ökosystemqualität	$CF_{eq}$ : Verletzbarkeit gegenüber Wasserknappheit im Verhältnis zum Niederschlag	Ökosystemfunktionen
		blaues Wasser off-stream consumptive	Mangelernährung	WSI (Water Stress Index) Verbrauch im Verhältnis zur hydrologischen Verfügbarkeit	Menschliche Gesundheit
		blaues Wasser off-stream consumptive	Aufbrauch von Süßwasser	$F_{depletion}$ : Anteil der Wasserentnahme, der zur Ausbeutung der Ressource beiträgt	Natürliche Ressourcen

<b>Autor</b>	<b>Bewertung</b>	<b>Sachbilanzflüsse</b>	<b>untersuchte Aspekte</b>	<b>Charakterisierungsfaktoren</b>	<b>Endpunkte</b>
Van Zelm et al. (2010)	quantitativ	blaues Wasser (Grundwasser); off-stream consumptive	Ökosystemschaden	Zusammenhang zwischen Grundwasserspiegel-Absenkung und dem Verschwinden von Pflanzenarten	Natürliche Umwelt/ Ökosystemfunktionen
Lévová and Hauschild (2011)	quantitativ	blaues Wasser graues Wasser off-stream consumptive	Wirkung der Süßwasserverwendung auf das Ökosystem	CF <sub>IE</sub> : Wasserverwendung im Verhältnis zur regionalen Wasserverfügbarkeit, abzüglich des natürlichen Wasserbedarfs	Ökosystemfunktion Menschliche Gesundheit
Boulay (2011)	quantitativ qualitativ	blaues Wasser	Verringerung der Wasserverfügbarkeit	zusammengesetzt aus den Größen: jeweiliger Wasserstress (fate), Ausmaß der Einwirkung (exposure); Auswirkung auf die menschliche Gesundheit (effect)	Menschliche Gesundheit
Motoshita et al. (2011)	quantitativ	blaues Wasser	Einfluss der Wasserknappheit auf Länderebene	Schadfaktoren auf Länderebene ausgedrückt in DALY/m <sup>3</sup> , keine Charakterisierungsfaktoren für Sachbilanzflüsse	Menschliche Gesundheit
Motoshita et al. (2014)	quantitativ	blaues Wasser	Auswirkung Wasserknappheit in der Landwirtschaft	CF <sub>Agr_Endpoint_HHi</sub> : Verringerung des Nahrungsangebot im Land und in importierenden Ländern; Bevölkerungszahl; Anteil der unterernährten Bevölkerung; Auswirkung auf die Gesundheit	Menschliche Gesundheit
Bayart et al. (2014)	quantitativ qualitativ	blaues Wasser	Süßwasserverbrauch	Water Impact Index: Kombination eines Qualitätsindex und eines Knappheitsindex	-
Berger et al. (2014)	quantitativ	blaues Wasser	Aufbrauch von Süßwasser	Charakterisierungsfaktor WDI: Funktion aus dem Verbrauch im Verhältnis zur Verfügbarkeit inklusive Wasser in Seen, Talsperren und Feuchtgebieten	Natürliche Ressourcen
Ridout & Pfister (2013)	quantitativ qualitativ	blaues Wasser	Süßwasserverbrauch (in Menge und Qualität)	Wirkungsbewertung nach der ReCiPe-Methode Eigentlich ein Water Footprint- Ansatz, aber stark vom Ökobilanzansatz geprägt und kann auch für LCAs angewendet werden	Eutrophierung Menschliche Gesundheit Aquatische Toxizität

## 5.5 Water Footprint Methode

Oft gibt es Unklarheiten bei der Unterscheidung von Water Footprint und der Bewertung des Wasserverbrauchs im Rahmen von Ökobilanzen, wie z.B. bei Jeswani and Azapagic (2011). Beide Methoden werden manchmal verwechselt oder als gleichwertig angesehen, unterscheiden sich jedoch in einigen Punkten.

Die Methode des „Water Footprinting“ entwickelte sich aus dem „Virtual Water Konzept“ von Allan (1996), das sich hauptsächlich auf den Handel mit in landwirtschaftlichen Produkten enthaltenem Wasser bezog. Das Water Footprint-Konzept wurde maßgeblich von Hoekstra (2003) entwickelt und ermittelt den gesamten Wasserverbrauch eines Produktsystems. Dabei werden sowohl der direkte als auch der indirekte Wasserverbrauch während des gesamten Lebenszyklus in die Betrachtung einbezogen. Ähnlich wie zuvor bei der Wasserbewertung in Ökobilanzen beschrieben (Kapitel 3.4), wird zwischen dem Verbrauch von grünem, blauem sowie der Abgabe von grauem Wasser unterschieden. Für die Erstellung eines Water Footprint wird lediglich der volumetrische Wasserverbrauch erfasst. Eine Bewertung der potentiellen Umweltwirkungen der Wasserentnahme findet dabei nicht statt. Ein Water Footprint kann für ein Produkt, einen Konsumenten, einen Produzenten oder für ein bestimmtes Gebiet innerhalb einer bestimmten Zeit ermittelt werden und wird immer in Volumeneinheiten Süßwasser pro Jahr angegeben (Hoekstra 2009). Inzwischen gibt es Water Footprints für verschiedene Produkte, vor allem aus dem landwirtschaftlichen Bereich (Chapagain et al. 2006; Chapagain & Hoekstra 2007; Aldaya & Hoekstra 2010; Drastig et al. 2010), sowie für zahlreiche Länder der Erde (Hoekstra & Chapagain 2007). Für die Berechnung der nationalen Water Footprints wird der inländische Verbrauch heimischer und fremder Wasserressourcen berücksichtigt (Hoekstra et al. 2009a).

Die Water Footprints der unterschiedlichen Produkte lassen sich jedoch schwer miteinander vergleichen, da der Verbrauch aller Wasserarten zu einem Indikator zusammengefasst, aber nicht nach Art des Wasserverbrauchs gewichtet wird. Zum Beispiel kann der Verbrauch von Wasser aus fossilen Quellen, die sich nicht, oder nur sehr langsam regenerieren, schwerwiegende Folgen für den Wasserhaushalt und umliegende Ökosysteme haben. Dagegen ist der Verdunstungsstrom von Pflanzen (grünes Wasser) ein Element des natürlichen Wasserkreislaufs und trägt nicht immer zur Ausbeutung von Ressourcen bei, sondern wird für die Aufrechterhaltung des natürlichen Systems benötigt. Der Water Footprint ist einseitig auf die Ermittlung der tatsächlichen Wasserverwendung ausgerichtet und kann daher als Indikator für die Kategorie „Wasserverbrauch“ dienen. Er ist jedoch kein Maß für die Schwere der Umweltwirkungen, die durch Wasserverbrauch oder Wasserverschmutzung hervorgerufen werden. Das Ausmaß einer Umweltwirkung hängt immer von den lokalen Gegebenheiten ab, wie dem Wasserangebot insgesamt oder der Anzahl der konkurrierenden Verbraucher (Hoekstra et al. 2011). Hoekstra et al. (2009b) argumentieren, dass der Water Footprint sich bewusst von der Ökobilanzierung unterscheidet und genau dazu konzipiert wurde, um die exakten Volumina des Wasserverbrauchs zu erfassen und keine gewichteten Werte. Der Water Footprint soll klar zeigen, wer wie viel des begrenzt verfügbaren Süßwassers nutzt. Auch die Einbeziehung von grünem Wasser sei wichtig, da das für die untersuchte Kultur benötigte Wasser dann nicht mehr für andere Pflanzen zur Verfügung stehe.

---

Gerbens-Leenes et al. (2009) präsentieren Water Footprints von sowohl biogenen als auch fossilen Primärenergieträgern. Bei der Ermittlung des Water Footprints von Bioenergieträgern wird die Evapotranspiration einer Vegetationsperiode berücksichtigt. Die Studie unterscheidet nicht zwischen den drei Wasserströmen. Deshalb ergibt sich im Vergleich für Bioenergie ein höherer Water Footprint als für fossile Energieträger. Die Water Footprints der fossilen Primärenergieträger wurden von den Autoren nicht selbst ermittelt, sondern von anderen übernommen. Deshalb ist deren Berechnung nicht transparent. Die geringen Wasserverbrauchsdaten für Kohle oder Uran sind nicht verständlich, da beim Abbau in Tagebauen oft ganze Landschaften und damit auch der Landschaftswasserhaushalt, durch Abpumpen oder Umleiten komplett verändert wird. Auch die mögliche Strahlenbelastung des Wasserkörpers durch den Uranabbau wird weder berücksichtigt noch diskutiert. Dieses Beispiel verdeutlicht ebenfalls die Unzulänglichkeiten des Water Footprint-Ansatzes.

Ridoutt and Pfister (2010) stellten einen erweiterten Ansatz des Water Footprinting vor. Die vorgeschlagene Methode soll nicht nur den Verbrauch der verschiedenen Wasserarten zusammenfassen, sondern auch die unterschiedlichen Flüsse mit Hilfe eines Charakterisierungsfaktors bewerten. Im Wesentlichen wird dabei der volumetrische Verbrauch von blauem Wasser mit dem regionalen Water Stress Index (WSI) von Pfister et al. (2009) multipliziert. Dadurch wird jeder Wasserverbrauch im Lebensweg des Produkts mit seinem potentiellen Beitrag zur regionalen Wasserknappheit gewichtet. Die Wasserstressfaktoren beziehen sich dabei auf größere Wassereinzugsgebiete. Bei der Berechnung des gewichteten Water Footprint von (Ridoutt & Pfister 2010) wird der Verbrauch von grünem Wasser daher nicht direkt einbezogen. Es wird argumentiert, dass der Verbrauch von grünem Wasser an sich nicht zur Wasserknappheit beiträgt. Es werden lediglich die Auswirkungen der Landnutzung auf die Verfügbarkeit von blauem Wasser berücksichtigt. Allerdings wird dabei davon ausgegangen, dass die meisten landwirtschaftlichen Kulturen keine negativen Auswirkungen auf die Verfügbarkeit von blauem Wasser haben.

Durch die Methodenerweiterung von Ridoutt & Pfister (2013) können nun neben quantitativen Aspekten auch qualitative Aspekte des Wasserverbrauchs mit Hilfe eines Einzelindikators bewertet werden. Auch Bayart et al. (2014) kombiniert in seinem „Water Impact Index“ einen Qualitäts- und einen Knappheits-Index zu einem vereinfachten Einzelindikator. Nuñez et al. verwenden den 2009 von Pfister et al. entwickelten Water Stress Index (WSI) in Kombination mit einem „Green Water Scarcity Index“ (GWSI) um die Wirkungen des Wasserverbrauchs für den Anbau von Energiepflanzen in Spanien zu untersuchen (Núñez et al. 2013) und berechnen den WSI für 117 untergeordnete spanische Wassereinzugsgebiete (Núñez et al. 2015).

In den letzten Jahren wurde der Water-Footprint-Ansatz jedoch zunehmend unter Berücksichtigung von Ökobilanzaspekten weiterentwickelt, sodass eine Unterscheidung der beiden Methoden zuweilen für Nicht-Experten schwierig ist. So publizierten zum Beispiel Berger and Finkbeiner (2010) eine Analyse bestehender Methoden und Vorschläge für das weitere Vorgehen, in der sie die fließenden Übergänge in den analysierten Methodenvorschlägen thematisieren. Des Weiteren treiben die Bestrebungen der ISO (International Organization for Standardization) die Methodenentwicklung weiter voran. Ähnlich wie der Carbon Footprint, der eine verkürzte Ökobilanz darstellt, entwickelte sich der Water Footprint gleichzeitig zu einem Ökobilanzbestandteil sowie zu einem eigenständigen Bewertungsinstrument. Seit der Veröffentli-

chung der ISO 14046 im August 2014 ist die Verschmelzung von Ökobilanz und Water Footprint auch offiziell festgelegt. Die Norm fordert ausdrücklich eine Ökobilanz als Basis für eine Water Footprint Studie (ISO 2014). Die Norm enthält jedoch keine Anweisung für eine konkrete Methode und enthält unter Punkt 5.6 den Hinweis, dass es bisher kein Konsens über eine konsistente Methode für die Verknüpfung von Umweltwirkungen und Sachbilanzflüssen hergestellt werden konnte und dass die Entwicklung sich derzeit in unterschiedlichen Stadien befindet. Die konkreten Anforderungen der ISO 14046 werden in Kapitel 7.1.2 vorgestellt.

## 5.6 Diskussion der Methodenvorschläge

Die Bewertung des Wasserverbrauchs im Rahmen von Ökobilanzen ist sehr komplex. Der stark regionale Bezug der Wasserverwendung erfordert in der Sachbilanzphase einer Ökobilanz die Aufnahme von neuen Daten (z.B. Hintergrunddaten), die bisher dort nicht berücksichtigt worden sind. Zum anderen erschweren die komplexen Beziehungen von Landnutzung, Wasserkreislauf und Ökosystemfunktionen eine klare Abgrenzung einzelner Ursache- Wirkungsbeziehungen. Im Allgemeinen werden für Methoden zur Bewertung der Wasserverwendung weniger Charakterisierungsfaktoren eingesetzt, die den Stoffströmen bestimmte Wirkungen zuteilen sondern vielmehr Faktoren, die im Sinne der ISO-Nomenklatur als Gewichtungsfaktoren bezeichnet werden müssten. Diese beurteilen die Bedeutung der in der Sachbilanz erfassten Wasserströme in Bezug auf eine Referenz.

Die vorgestellten Methodenvorschläge sind für unterschiedliche Zwecke geeignet und können häufig nicht beliebig gegeneinander ausgetauscht werden. Wie in Kapitel 3.4 beschrieben, konzentrieren sich die betrachteten Methoden meist auf die Bewertung einer einzelnen Wirkungskategorie (Ressourcenverbrauch, Ökosystemfunktionen etc.) oder beschränken die Untersuchung auf bestimmte Wasserhaushaltselemente. Bei einem Großteil der vorgestellten Methoden ist es nicht möglich, diese universell für die Ökobilanzierung von beliebigen Produkten einzusetzen.

Schwierigkeiten ergeben sich bei der Anwendung einiger Methoden durch aufwendige Zusatzberechnungen. Dabei sind einige der vorgestellten Bewertungsmethoden sehr stark auf spezielle Modelle angewiesen, was die Integration in den üblichen Rahmen einer Ökobilanz erschwert. Viele Details über die lokalen Verhältnisse sind nicht immer bekannt, wenn beispielsweise technische Produktsysteme generisch modelliert oder durchschnittliche Werte, zum Beispiel für Produktdeklarationen (EPDs), ermitteln werden sollen. Daten aus Wasserhaushaltmodellen müssten deshalb für vereinfachte Standardfälle z.B. in der Ökobilanzsoftware zur Verfügung gestellt werden. Methodenvorschläge, für die viele lokale Informationen vorhanden sein müssen, stammen zum Beispiel von Baitz et al. (2000), Heuvelmans et al. (2005), Van Zelm et al. (2010), Verones et al. (2010) und Hanafiah et al. (2011). Methoden, die relativ einfach umsetzbar sind, auch weil die Autoren für ausgewählte Regionen bereits berechnete Faktoren zur Verfügung stellen, beziehen sich meist auf größere geografische oder politische Einheiten (Frischknecht et al. 2009; Maes et al. 2009; Milá i Canals et al. 2009; Léková & Hauschild 2011). Dem unkomplizierten Einsatz dieser Art von Faktoren steht jedoch eine geringe Möglichkeit der Differenzierung innerhalb des Wassereinzugsgebiets oder der Ländergrenzen ge-

---

genüber. Dadurch können regionale Unterschiede nicht bei der Bewertung berücksichtigt werden und die Ergebnisse besitzen unter Umständen nur eine geringe Aussagekraft.

Die vorgestellten Methoden unterscheiden sich aufgrund der untersuchten Wirkungskategorien (z.B. menschliche Gesundheit, Landnutzung etc.) und der dafür verwendeten Wasserhaushaltsgrößen.

Je nachdem welches Element der Wasserverwendung untersucht wird, ergeben sich unterschiedliche Wirkungskategorien, sowie unterschiedliche Elemente des Wasserhaushalts, die berücksichtigt werden müssen. So kann zum Beispiel nur die Entnahme von qualitativ hochwertigem und für den Menschen verfügbarem Wasser bewertet werden, wie z.B. bei Milá i Canals et al. (2009), Boulay et al. (2011a) oder Pfister et al. (2009). Ebenso kann aber auch die Wasserverfügbarkeit für bestimmte aquatische oder terrestrische Ökosysteme im Fokus stehen (Van Zelm et al. 2010; Léková & Hauschild 2011). Wasser, das sich im Kreislauf befindet, kann durch Verwendung nicht per se aufgebraucht werden, sondern verändert nur seine Eigenschaften. Es wird zum Beispiel verschmutzt oder als Wasserdampf verdunstet. Wenn Wasser für die menschliche Verwendung bestimmte Eigenschaften aufweisen muss, kann es mit diesen Eigenschaften verbraucht werden. Die Bewertung dieses Verbrauchs durch eine Wirkungskategorie funktioniert hauptsächlich für blaues Wasser. Die Wirkungen der Verwendung von grünem Wasser werden dadurch nur eindimensional erfasst.

Wird Wasser als Ressource für die menschliche Bedürfnisbefriedigung definiert und daher der Verbrauch dieser Ressource bewertet, besteht eine Schwierigkeit darin, zum Beispiel für die Methodenvorschläge von Heuvelmans et al. (2005) oder Milá i Canals et al. (2009) die entsprechende Ausgangsgröße der Ressource zu ermitteln. Dies bedarf einer genauen Definition der betrachteten Ausgangsressource (Grundwasser, Niederschlag, Abfluss etc.). wie z.B. bei der Methode von Heuvelmans et al. (2005) für die Bewertung des Ressourcenverbrauchs in der Land- bzw. Forstwirtschaft. Es zeigt sich jedoch, dass die für die Bewertung benötigten Parameter nicht genau definiert werden. Es wird nicht erläutert, welche Wasserhaushaltsgrößen als „Reserven“ in die Berechnung einbezogen werden sollen. Die Autoren argumentieren damit, dass die Wasserreserve an einem Ort nicht so leicht durch Wasser von anderen Orten zu ersetzen sei und deshalb die Verwendung von globalen Reserven zur Berechnung des Indikators keinen Sinn macht. Deshalb schlagen sie vor, Reserven für kleinräumige Gebiete heranzuziehen, welche genau, wird aber nicht näher erläutert. Größen, die eventuell in Frage kommen, sind zum Beispiel Grundwasservorräte oder die nutzbare Feldkapazität. Durch das unterschiedliche Volumen der beiden Größen würde ihr Einsatz jedoch auch zu unterschiedlichen Ergebnissen führen. Große Reserven würden bei aufzehrendem Verbrauch einen hohen Indikatorwert ergeben, was eine große Reichweite der Reserve bedeuten würde. Bei nicht aufzehrendem Verbrauch ergebe sich bei einer großen Reserve ein großer Wert mit negativem Vorzeichen, was nur bedeuten würde, dass es lange dauert, eine solche Reserve aufzubauen. Der Indikator macht also lediglich eine Aussage, wie groß die Ressource ist und ob sie aufgezehrt oder erweitert wird. Weitere Überlegungen und Beispiele zu diesem Methodenvorschlag werden in Kapitel 6.1 gezeigt.

Alle Methoden, deren Bewertung auf Angaben zur Ressourcengröße basiert, sind in der Praxis schwer anzuwenden, da es schwierig ist, geeignete Daten über den Umfang der verfügbaren

Wassermenge in einem Gebiet zu bekommen. Angaben zu Grundwasservorräten auf lokaler Ebene stehen kaum zur Verfügung. Es sind lediglich Daten über die Flächenausdehnung von Grundwasserkörper und deren Wasserstände von verschiedenen Messstellen erhältlich (LfULG 2011b), doch lassen sich daraus noch keine Reservemengen ableiten. Verfügbar sind Daten zum Umfang der Wasserressource jedoch lediglich auf Landesebene z.B. in der Aquastat Statistik der FAO (2011) oder auch beim europäischen Amt für Statistik Eurostat (Europäische Kommission 2012). Auf Ebene der Wassereinzugsgebiete oder noch kleinräumiger sind keine Daten über die Wasserreserve verfügbar. Der Ökobilanzierer ist dabei in der Regel auf Wasserhaushaltmodelle angewiesen und damit meist auf die Ergebnisse anderer, da er diese Modellierungen meist nicht selbst durchführen kann. Die gleichen Probleme ergeben sich deshalb auch bei dem Versuch der Anwendung der Methoden von Milá i Canals et al. (2009) und Pfister et al. (2009). Benötigte Daten zur Berechnung der Indikatoren sind auch hier Wasserressourcen und Wasserverwendung. Sie ergeben zueinander ins Verhältnis gesetzt einen WSI Faktor.

Ebenso bedarf die Verbrauchsseite der Definition, was genau bewertet werden soll. Für industriell gefertigte Güter sind meist der Verbrauch von blauem sowie die Abgabe von grauem Wasser interessant. Bei der Urproduktion im land- und forstwirtschaftlichen Bereich steht der Verbrauch von grünem Wasser im Vordergrund. Zu diskutieren wäre dabei welche Art von Wasserentnahmen überhaupt in die Ökobilanz aufgenommen werden sollten und welche Art von Wirkungskategorien das betreffen würde. Das führt zu der Überlegung, ob es sinnvoll ist, den Verbrauch von grünem Wasser ökobilanziell zu erfassen. Grünes Wasser ist Wasser, das nur von Pflanzen aufgenommen werden kann. Die Pflanze gibt den größten Teil des aufgenommenen Wassers in Form von Wasserdampf wieder zurück an die Umwelt. Am Beispiel eines Eichenbestands verdeutlicht Larcher (2001) die Wasserbilanz von Waldbeständen und zeigt, dass durchschnittlich pro Jahr lediglich 0,5% des aufgenommenen Wassers in der Biomasse gespeichert werden. Das heißt, es wird zum Aufbau organischer Substanz benutzt oder in den Zellen und Zellzwischenräumen gespeichert. Bäume konsumieren also grünes Wasser, geben den größten Teil davon jedoch relativ schnell wieder in die Umwelt ab und damit in den Wasserkreislauf zurück. Laut Ellison et al. (2012) leisten Wälder einen sehr großen Beitrag zur Bildung von Niederschlag und sind deshalb unersetzlich für den globalen Wasserkreislauf, was bei Bewertungen der Ökosystemleistungen berücksichtigt werden sollte. Wälder oder Plantagen sollten deshalb nicht nur als Wasserkonsumenten angesehen werden, sondern auch als Erzeuger von Niederschlag, die dadurch die Wasserverfügbarkeit auf regionaler oder globaler Ebene verbessern. Als Folge von Aufforstungen zeigen sich verstärkter Wasserkonsum oder der Beitrag zur Niederschlagsbildung abhängig von der betrachteten Skalengröße sowie Zeitspanne. Lokal kann es zur Wasserknappheit kommen, wobei auf regionaler oder globaler Ebene mehr Wald auch gleichzeitig mehr Verdunstung und deshalb mehr Niederschlag bedeutet. Diese veränderte Betrachtung der Evapotranspiration auf der Bereitstellungsseite würde die Leistung von natürlichen Ökosystemen besser erfassen.

Darüber hinaus sind Bäume im Gegensatz zu Grünland oder Ackerkulturen in der Lage auch Grundwasser aufzunehmen, das der Kategorie „blaues Wasser“ zuzurechnen wäre. Andererseits perkoliert im Boden gebundenes Wasser im Laufe der Zeit ebenfalls in den Grundwasserkörper und würde damit zu blauem Wasser. Außerdem führt der verringerte Abfluss in baumbestandenen Gebieten zu einer Verminderung der Grundwasserneubildung sowie der Einspeisung in

---

oberirdische Gewässer. Grünes und blaues Wasser sind also über den Wasserkreislauf miteinander verbunden. Der Verbrauch von grünem Wasser hat dadurch auch Auswirkungen auf die menschliche Versorgung und den Zustand wertvoller Ökosysteme.

Für die Bewertung der Wirkungen einer Wasserentnahme ist es nötig, einen Ausgangs- oder Normalzustand zu definieren, von dem ausgehend Veränderungen analysiert werden. Die bisher vorgestellten Bewertungsmethoden für die Wasserverwendung lassen sich diesbezüglich in drei große Gruppen einteilen.

Zum einen gibt es Bewertungsmethoden, die sich auf geltende Grenzwerte beziehen. Diese Methoden beschäftigen sich meist mit einer qualitativen Bewertung (Frischknecht et al. 2009; Boulay et al. 2011a) Diese Grenzwerte sind meist gestützt durch wissenschaftliche Erkenntnisse, werden jedoch innerhalb eines politischen Prozesses ausgehandelt. Sie entsprechen damit meist den Anforderungen einer Gesellschaft an die Umweltqualität. Beispiele dafür sind Verordnungen über die Beschaffenheit von Trinkwasser (TrinkwV 2001), Anforderungen an die Eigenschaften der Oberflächengewässer (OGewV 2011) oder kritische Entnahmemenge von Wasser (OECD 2004). Diese Grenzwerte repräsentieren nicht unbedingt den jeweils ökologisch vorteilhaftesten Zustand der Umwelt oder einer Ressource, sondern sind ein ausgehandelter Kompromiss zwischen verschiedenen Interessenvertretern. Damit können sich Grenzwerte zwischen verschiedenen Ländern unterscheiden und eine sinnvolle Bewertung und Vergleiche sind nur innerhalb der Landesgrenzen oder mit Hilfe eines gemeinsamen Grenzwertes möglich.

Die quantitativ bewertenden Methodenvorschläge benutzen das Verhältnis von Wasserverbrauch zu Wasserverfügbarkeit zur Ermittlung von Belastungen durch die Entnahme von Wasser. Ein sehr einfacher Indikator ist dabei der WTA-Indikator (*Withdrawal-to-Availability*), der die gesamten jährlichen Entnahmen ins Verhältnis zu den verfügbaren Ressourcen stellt. Dieser Indikator wurde entwickelt, um die Wasserknappheit innerhalb eines Landes zu verdeutlichen (Raskin et al.1997). Die Daten zur Berechnung des WTA-Indikators auf nationaler Ebene stehen meist zur Verfügung, z.B. bei UN-Water (2011) und FAO (2011), jedoch ist die Betrachtungseinheit sehr großräumig, wodurch temporäre oder kleinräumige Schwankungen nicht berücksichtigt werden.

Als Weiterentwicklung bezieht der *Water Scarcity Index* von Smakhtin et al. (2004b) auch den Wasserbedarf des Ökosystems im jeweiligen Wassereinzugsgebiet in die WTA-Betrachtung ein. Er wird entweder in seiner ursprünglichen (Milá i Canals et al. 2009) oder in seiner abgewandelten Form angewendet, bei der entweder die Empfindlichkeit des Ökosystems (Pfister et al. 2009) oder die Regenerationsfähigkeit der Ressource (Heuvelmans et al. 2005) berücksichtigt werden. Der WSI bezieht sich im Gegensatz zum WTA auf kleinere räumliche Einheiten und ermöglicht dadurch auch Vergleiche innerhalb von Ländergrenzen. Er scheint daher besser geeignet zu sein, regionale Wasserknappheit abzubilden. Selbst in kleinen bis mittelgroßen Ländern können sich die Bedingungen innerhalb des Landes, je nach Lage auf dem Kontinent, Abstand zum Meer, Topografie etc. mitunter erheblich unterscheiden, was mit einem Indikator auf nationaler Ebene nur unzureichend abgebildet werden kann. Des Weiteren ermöglicht die Berücksichtigung des Ökosystemwasserbedarfs eine umfassendere Abbildung des bereits verwendeten Anteils Wasser am Gesamtaufkommen, was ggf. eine genauere Aussage über die Bedeu-

tung zusätzlicher Wasserentnahmen zulässt. Für die Berechnung des WSI müssen allerdings verschiedene regionale Daten zur Verfügung stehen. WSI-Werte für große Wassereinzugsgebiete können dem Zusatzmaterial von Pfister et al. (2009) entnommen werden. Andererseits müsste genau analysiert werden, welche Wasserhaushaltsparameter für die Größe „Verfügbarkeit“ herangezogen werden kann, ohne dass Doppelzählungen auftreten. Wird der Gebietsabfluss eingesetzt, könnte davon ausgegangen werden, dass die Wasserverwendung zumindest durch terrestrische Ökosysteme darin bereits abgebildet wird. Wasser, das durch Pflanzen transpiriert wird, oder von Pflanzenwurzeln im Boden gehalten wird, kann nicht abfließen und trägt daher auch nicht zur Wasserhaushaltsgröße „Abfluss“ bei. Ist der Wasserbedarf der Ökosysteme im Gebiet groß, fließt weniger des insgesamt ins Gebiet eingehenden Wassers aus dem Gebiet ab. Die Information über den Wasserbedarf der Ökosysteme ist also bereits im Volumen des abfließenden Wassers indirekt enthalten. Daher müsste genau analysiert und differenziert werden, welche Größen für die Berechnung des WSI verwendet werden können, ohne Doppelzählungen zu beinhalten.

Die Methodenvorschläge, die sich mit der Bewertung der Auswirkungen der Landnutzung beschäftigen, bewerten den Wasserverbrauch im Vergleich zu einem Referenzsystem. Meist werden bei diesen Methoden die Effekte der Verwendung von grünem Wasser durch Pflanzen untersucht (Heuvelmans et al. 2005; Maes et al. 2009; Van Zelm et al. 2010; Verones et al. 2010; Hanafiah et al. 2011). Als Referenz dienen dazu entweder die Potentielle Natürliche Vegetation (PNV) oder der Ausgangszustand der betrachteten Fläche. Bei der Anwendung beider Referenzsituationen ergeben sich Vor- und Nachteile. Die Potentielle Natürliche Vegetation (PNV) ist ein ideeller Zustand, der in der Realität nicht vorhanden ist, da er ohne den Einfluss des Menschen hypothetisch auf der Fläche zu beobachten wäre (Tüxen 1956). Die PNV als Referenz beschreibt also einen völlig hypothetischen Zustand, der sich nur mit Hilfe verfügbarer Karten (Bohn 2000; BfN 2011) ermitteln lässt, sich in der Realität aber niemals auf der betrachteten Fläche einstellen würde. Die PNV repräsentiert jedoch die jeweiligen Eigenschaften eines Standorts und damit unter anderem auch seine Wasserverfügbarkeit. Damit bietet sie eine angepasste Vergleichsbasis für die Bewertung von sonst gleichen Produkten aus verschiedenen Gebieten oder verschiedenen Produkten von der gleichen Fläche.

Wird der Ausgangszustand einer Fläche als Referenz herangezogen, besteht zumeist ein Problem bei der Datenbeschaffung, um den Ausgangszustand und dessen potentielle Entwicklung für den Zeitraum der Belegung zu ermitteln. In den ausgewerteten Methodenvorschlägen wurde dafür auf aufwendige Modellierungen zurückgegriffen (Verones et al. 2010; Hanafiah et al. 2011). Der Vorteil dieser Referenz ist dabei, dass eine realistische Ausgangsbasis herangezogen wird, die den Zustand vor der Nutzung auf der konkreten Fläche widerspiegelt.

Beide Referenzen eignen sich jedoch hauptsächlich für die Bewertung von land- und forstwirtschaftlichen Gütern oder für die des Abbaus von Bodenschätzen, bei denen die Flächennutzung eine große Bedeutung zukommt. Bei industriell hergestellten Gütern spielt die Flächennutzung hingegen kaum eine Rolle, da sie im städtischen Bereich auf versiegelten Böden, in Gebäuden gefertigt werden und es sehr schwierig ist, festzustellen, welchen Ausgangszustand die bebaute Fläche ursprünglich hatte. Zum einen spielt es für das aktuell produzierte Gut nur eine geringe Rolle, denn die Wirkungen der Flächenumwandlung müsste auf die gesamte Produktion inner-

---

halb der Standdauer der Fabrik aufgeteilt werden. Zum anderen ergeben sich in Bezug auf den Wasserhaushalt bei der Versiegelung einer Fläche immer die maximalen Belastungen, wodurch dann keine Unterschiede zwischen den danach dort gefertigten Produkten feststellbar wären.

Im Folgenden soll exemplarisch die Anwendbarkeit einiger Methoden zur Bewertung der Wasserverwendung untersucht werden.

## 6 Anwendbarkeit existierender Methodenvorschläge

Ein Anspruch an eine Ökobilanzmethode ist deren möglichst universelle Anwendbarkeit für die Bilanzierung verschiedener Arten von Produktionsprozessen. Einige der vorgestellten Methoden zur Bewertung des Wasserverbrauchs oder der Wasserverwendung sind laut ihrer Autoren schon jetzt einsatzbereit. Im Folgenden soll deren Anwendbarkeit auf den speziellen Fall der Holzproduktion in Kurzumtriebsplantagen überprüft werden. Dabei wurde eine Vorauswahl nach Relevanz der untersuchten Wirkungskategorie sowie nach deren relativ leichter Umsetzbarkeit, ohne Zuhilfenahme zusätzlicher Modelle, getroffen. Trotzdem müssen für die Anwendung der gewählten Methoden verschiedene Größen des Wasserhaushalts bekannt sein.

Im Rahmen verschiedener Forschungsprojekte wurde der Wasserhaushalt von Kurzumtriebsplantagen analysiert (Murach et al. 2008; Bemmann & Knust 2010; Busch & Lamersdorf 2010). Umfangreiche Daten stehen aus Untersuchungen von Petzold et al. zur Verfügung, die für die nachfolgenden Berechnungen herangezogen werden sollen (Petzold et al. 2009a; Petzold et al. 2009b; Lamersdorf et al. 2010). Den genannten Studien können die folgenden Daten zum Wasserhaushalt von Kurzumtriebsplantagen entnommen werden:

- Niederschlag (jährliches Mittel)
- Transpiration
- Interzeption
- Evaporation
- Bodenwasserspeicheränderung
- Gesamtsickerrate

In Tabelle 6-1 sind einige dieser Daten zusammengefasst.

Tabelle 6-1: Wasserhaushaltsgrößen verschiedener Kurzumtriebsplantagen-Standorte in Deutschland aus der Literatur

Quelle	Ort	Wasserhaushaltsgröße [mm/Jahr]				Zeitraum	Alter der Plantage
		Transpiration	Evaporation	Interzeption	Evapotranspiration		
Petzold et al. (2009b)	Methau	370	110	190	670	1997-2007	9
Petzold et al. (2009a)	Methau (modelliert)	388	111	187	686	1996-2007	9
Lamersdorf et al. (2010)	Methau	400	125	181	706	1996-2008	9
	Köllitsch (modelliert)	244	108	146	498	1996-2008	k.A.
	Tharandt (modelliert)	453	118	205	776	1996-2008	k.A.
	Pommritz (modelliert)	351	111	172	634	1996-2008	k.A.
Bungart and Hüttl (2004)	Welzow-Süd	266	138	138	542	1996-2002	8
Lamersdorf and Schulte-Bisping (2010)	Georghof	359	100	172	631	2006-2008	13
Busch (2009)	Schönberg	-	-	-	572	k.A.	k.A.
Knur et al. (2007)	Neuruppin	252	98	172	522	1996-2004	9
	Lindenberg	281	106	171	558	1996-2004	9
	Neuruppin	223	122	118	463	1996-2004	3
<b>Durchschnitt</b>					<b>598</b>		

## 6.1 Beispielhafte Anwendung einiger Methoden

Als Beispiel für die Anwendbarkeit ausgewählter Methoden wird hier die Erzeugung von Biomasse in Kurzumtriebsplantagen untersucht. Getestet werden im Folgenden die Methodenvorschläge von Heuvelmans et al. (2005), Pfister et al. (2009) und Maes et al. (2009).

Die von Heuvelmans et al. (2005) vorgestellte Methode soll hier in ihrer Anwendbarkeit überprüft werden, da sie laut Zielstellung speziell für die Bewertung von Auswirkungen auf die Wassermenge durch land- und forstwirtschaftliche Produktion geeignet sein soll. Wie aus Formel (6-1) ersichtlich, wird dabei für die Berechnung eines Indikatorwertes  $Ind_A$  die Größe der Reserve ( $R$ ) zur Entnahme ( $U$ ) abzüglich ihrer Nachlieferung ( $P$ ) ins Verhältnis gestellt (Vgl. Formel (5-3) in Abschnitt 5.4.1).

$$Ind_A = \frac{R}{U - P} \quad (6-1)$$

Im Fall  $U < P$  gibt der Indikator  $Ind_A$  durch eine negative Zahl die Anzahl von Jahren an, die es dauert mit dem Niederschlagsüberschuss eine Reserve in gleicher Größe wie  $R$  aufzubauen. Im Fall  $U > P$  zeigt der Indikator  $Ind_A$  die Reichweite der Ressource in Jahren an, die es dauert bis die Ressource aufgebraucht ist. Und im Fall  $U = P$  ist die Gleichung nicht definiert und die Reserve wird dadurch als unendlich angesehen.

Die Anwendung des vorgeschlagenen Indikators zur Bewertung der Wasserverwendung in der Kurzumtriebswirtschaft ist jedoch schwierig, da die für die Bewertung benötigten Parameter in der Veröffentlichung nicht genau definiert werden. Es wird nicht erläutert, welche Wasserhaushaltsgrößen als Reserven ( $R$ ) in die Berechnung einbezogen werden sollen. Auf alle Fälle sollten sie aber für den konkreten Standort gültig sein. Wasserhaushaltsgrößen, die als Eingangsparameter für  $R$  in Frage kommen würden, sind zum Beispiel Grundwasserreserven, nutzbare Feldkapazität oder die Abflusshöhe im betrachteten Gebiet. Da Daten zu Grundwasserreserven nicht verfügbar sind, wird hier die Grundwasserneubildung, neben den beiden anderen als eine Möglichkeit für den Eingangsparameter  $R$  in den Vergleich einbezogen (siehe Tabelle 6-2). Durch das unterschiedliche Volumen der einzelnen Größen ergeben sich aus ihrem Einsatz jedoch unterschiedliche Ergebnisse bei der Berechnung des Indikatorwertes  $Ind_A$ . Für die Entnahme ( $U$ ) wird vereinfachend das arithmetische Mittel der Evapotranspirationswerte der Kurzumtriebsplantage in Methau (siehe Tabelle 6-1) eingesetzt.

Die Niederschlagsmenge ( $P$ ) entspricht dem langjährigen Mittel von 1993 bis 2011 an der Wetterstation Methau.

**Tabelle 6-2: Eingangsdaten und beispielhafte Indikatorwerte für verschiedene Reserven nach der Methode von Heuvelmans et al. (2005)**

Eingangsparameter	Einheit	Wert	Quelle	
Entnahme ( $U$ ) <i>Evapotranspiration KUP Methau</i>	[mm/a]	687	<i>siehe Tab. 6-1</i> (Petzold et al. 2009a; Petzold et al. 2009b; Lamersdorf et al. 2010)	
Niederschlag ( $P$ )	[mm/a]	692	<i>langjähriges Mittel, 1993-2011</i> ((LfULG 2011a)	

Mögliche Werte für die Wasserreserve ( $R$ )	Einheit	Wert	Quelle	Indikatorwert $Ind_A$
Nutzbare Feldkapazität	[mm]	260	Lamersdorf et al. (2010)	-60
Grundwasserneubildung	[mm/a]	75	BMU (2003)	-17
Abflusshöhe	[mm/a]	150	BMU (2003)	-34

Im dem in Tabelle 6-2 dargestellten Fall ergeben sich durch die verschiedenen Annahmen zur Größe der Reserve ( $R$ ) Auffüllungszeiten von 17 bis 60 Jahren. Das Ergebnis sagt aus, dass der Überschuss von  $P$  für einen Aufbau einer Reserve in der Größe von  $R$  relativ gering ist. Es würde verhältnismäßig lange dauern, um eine entsprechende Ressource aufzubauen.

Sehr kleine bzw. sehr hohe Werte weisen auf eine große Ressource im Verhältnis zum Abstand zwischen Entnahme  $U$  und  $P$  hin. Entscheidend ist dabei nur das Verhältnis von Verwendung zu Nachlieferung, das über das positive bzw. negative Vorzeichen entscheidet.

Der Aussagewert dieses Ergebnisses scheint äußerst gering. Bei negativem Vorzeichen weist ein geringer Abstand zwischen Verwendung und Nachlieferung auf einen relativ hohen Verbrauch ( $U$ ) im Vergleich zur Nachlieferung ( $P$ ) hin. Sehr kleine Zahlen bedeuten also eine starke Verwendung im Vergleich zur Nachlieferung oder eben eine sehr große Reserve. Bei positivem Vorzeichen wird bei einem geringen Abstand zwischen Verwendung und Nachlieferung die Ressource nur langsam aufgebraucht. Deshalb weisen hohe positive Werte auf einen geringfügig höheren Wasserverbrauch als Nachlieferung hin und damit auf eine lange Zeitspanne bis zur Aufzehrung der Reserve. Das gleiche Ergebnis kann aber ebenfalls durch eine sehr große Reserve zustande kommen. Kleinere positive Werte hingegen bedeuten eine schnelle Abnahme der Reserve durch einen sehr hohen Verbrauch im Vergleich zur Nachlieferung oder können durch eine sehr kleine Reserve verursacht werden. Es ist also in diesem Fall entscheidend, welche Parameter in die Gleichung eingesetzt werden und dass die Größen sich auf dieselbe geografische Einheit beziehen. Es sollte demnach eindeutig darauf hingewiesen werden, auf welcher Ebene sich die Betrachtung abspielt und welche Größen einbezogen werden.

Die hier eingesetzten Parameter für die Größe der Reserve unterscheiden sich gravierend und damit auch die Aussage des Ergebnisses. Die nutzbare Feldkapazität gibt ein Fassungsvermögen des Bodens an und kann relativ schnell aufgefüllt werden, wird aber auch genauso schnell aufgebraucht. Die Wassersättigung im Boden schwankt im Jahresverlauf und ist meist zum Ende des Winters sowie nach intensiven, langanhaltenden Niederschlägen am höchsten. Der dabei berechnete Indikatorwert, der eine Wiederauffüllungsdauer beschreibt, ist allerdings sehr theoretisch, da diese in der Praxis durch die sogenannte Hysterese langsamer und unregelmäßiger

verlaufen kann als die Entwässerung (Baumgartner & Liebscher 1990). Die beiden anderen für  $R$  in Frage kommenden Größen im Beispiel oben besitzen den Charakter einer Stromgröße und damit dieselbe Einheit wie Verbrauch und Niederschlag, wodurch bei deren Einsatz der Indikator einen dimensionslosen Wert annehmen würde. Angaben zur Reichweite der Ressource bei aktuellem Verbrauch in Jahren wären dann rechnerisch nicht möglich, was den Einsatz dieser Größen eigentlich ausschließen würde. Andererseits geben die Autoren bei der Bezeichnung ihrer Parameter für alle die Einheit Millimeter (mm) vor, wodurch sich auch hier bei der Berechnung ein dimensionsloser Indikatorwert ergeben würde, was jedoch im Gegensatz zu den Beschreibungen im Text steht.

Des Weiteren soll hier kurz die Anwendbarkeit der von Heuvelmans et al. (2005) vorgeschlagenen neuen Indikatoren zur Beurteilung des Einflusses der Landnutzung auf den Wasserhaushalt getestet werden. Die vorgeschlagenen Indikatoren beruhen auf einfachen Zusammenhängen des Wasserhaushalts, die etwas über das Überflutungsrisiko, Trockenheitsrisiko oder den Niederschlagsüberschuss aussagen.

1. Überflutungsrisiko:  $R_o$  (Oberflächenabfluss)
2. Trockenheitsrisiko:  $P_i - ET$  (infiltrierender Niederschlag-Evapotranspiration)
3. Niederschlagsüberschuss:  $P - ET$  (Niederschlag- Evapotranspiration)

Der Indikator für das Trockenheitsrisiko erscheint dabei allerdings nicht korrekt zu sein, da von dem schon in den Boden infiltriertem Niederschlag nochmals die Evaporation abgezogen wird. Die Evaporation bezeichnet Wasser, das von Oberflächen verdunstet, dieses Wasser gelangt niemals in den Boden und steht Pflanzen auch nicht zur Aufnahme über die Wurzeln zur Verfügung. Wenn mit dem dritten Indikator ( $Ind_C$ ) eine Art Bodenspeicheränderung berechnet werden sollte, müsste vom infiltrierten Niederschlag die transpierte Menge Wasser sowie die Tiefensickerung abgezogen werden. Die genaue Bedeutung des Indikators wird jedoch von den Autoren nicht näher erläutert.

In Tabelle 6-3 ist beispielhaft mit Hilfe der Daten von Petzold et al. (2009a) die Berechnung der Indikatorwerte für Landnutzung nach Heuvelmans et al. (2005) demonstriert. Dabei wird die Kurzumtriebsplantage mit einem Weizenfeld verglichen. Auf die in Kapitel 5.4.3 diskutierten Unzulänglichkeiten der Indikatorberechnung wird dabei nicht eingegangen, sondern die Methode wird so angewendet, wie von den Autoren beschrieben.

**Tabelle 6-3: Beispielberechnung der Landnutzungsindikatoren nach Heuvelmans et al. (2005) mit Werten von Petzold et al. (2009a)**

<b>Wasserhaushaltsgröße</b>	<b>Einheit</b>	<b>KUP</b>	<b>Weizen</b>
Evapotranspiration ( <i>ET</i> )	[mm/a]	686	579
Oberflächenabfluss ( $R_o$ )	[mm/a]	0	18
Niederschlagsmenge ( <i>P</i> )	[mm/a]	752	752
Interzeption ( <i>I</i> )	[mm/a]	187	98
Evaporation ( <i>E</i> )	[mm/a]	111	227
Infiltrierender Niederschlag ( $P_i=P-I-E$ )	[mm/a]	454	427
<b>Indikatoren Landnutzung</b>			
Niederschlagsüberschuss ( $P-ET$ )	[mm/a]	66	173
Oberflächenabfluss ( $R_o$ )	[mm/a]	0	18
Trockenheitsrisiko( $P_i-ET$ )	[mm/a]	-232	-152

Für die Kurzumtriebsplantagen werden für alle drei Indikatoren niedrigere Werte berechnet als für das Weizenfeld. Das bedeutet einen geringeren Niederschlagsüberschuss, einen geringeren Oberflächenabfluss und eine geringere Infiltration, was hier mit einem erhöhten Trockenheitsrisiko assoziiert wird.

Die Indikatoren werden als Wirkungsindikatorwerte für die Wirkungskategorie Landnutzung berechnet. Dabei werden die Auswirkungen der Landnutzung auf den Wasserhaushalt untersucht. Die berechneten Indikatorwerte werden den Autoren nach nicht als Charakterisierungsfaktoren eingesetzt, sondern direkt für verschiedene Szenarien oder Produkte miteinander verglichen. Es werden allerdings keine näheren Angaben darüber gemacht, wie die berechneten Indikatoren in die Ökobilanz eingebunden werden sollen.

Ein weiterer Indikator, der als Charakterisierungsfaktor für die Wasserverwendung verwendet werden kann, um zum Beispiel gleichartige Produkte aus verschiedenen Ländern miteinander zu vergleichen, ist der Water Stress Index (WSI) von Pfister et al. (2009), der in Formel (6-2) dargestellt wird.

$$WSI = \frac{1}{1 + e^{-6,4 \cdot WTA^*} \cdot \left( \frac{1}{0,01} - 1 \right)} \quad (6-2)$$

$$WU > WA \Rightarrow WTA > 1$$

$$WU < WA \Rightarrow WTA < 1$$

$$\lim_{WTA \rightarrow +\infty} WSI = 1 \quad (6-3)$$

$$\lim_{WTA \rightarrow 0} WSI = 0,01 \quad (6-4)$$

WTA*	mit VF gewichteter WTA (VF*WTA)
VF	Variationsfaktor der Niederschlagsverteilung
WA	Wasserverfügbarkeit
WU	Wasserverwendung
WTA	Verhältnis von Entnahme zur Verfügbarkeit (WU/WA)

Die Autoren berechnen den WSI auf Basis von Daten des globalen WaterGAP2 Modells (Alcamo et al. 2003). Dieses Modell berechnet auf Grundlage täglicher Wasserbilanzen für jede Zelle in einem Raster von  $0,5 \times 05^\circ$  die Wasserverfügbarkeit sowie die Wasserentnahme durch den Menschen. Die Wasserverfügbarkeit entspricht dabei den erneuerbaren Wasserressourcen, wie dem jährlichen Abfluss und der Grundwasserneubildung in einem Einzugsgebiet. Zusätzlich wird von Pfister et al. (2009) noch ein Variationsfaktor (VF) eingeführt, der die unterschiedliche Verteilung der Niederschläge auf bestimmte Perioden, wie Winter oder Sommer, abbilden soll.

Übersteigt die Wasserentnahme (WU) die Wasserverfügbarkeit (WA) nimmt WTA einen Wert größer 1 an. Berechnet man den WSI mit Werten gegen  $+\infty$  nähert sich der WSI dem Grenzwert 1 (siehe Formel (6-3)). Je näher die WSI Werte also an 1 heranreichen, desto größer ist der Wasserstress. Ist WU kleiner als WA, nimmt WTA einen Wert kleiner 1 an und der daraus berechnete WSI nähert sich dem Grenzwert 0,01 (siehe (6-4)), was einen sehr niedrigen Wasserstress ausdrückt.

Werden die aktuelle Evapotranspiration der KUP, der Niederschlag im Beispielgebiet (vgl. Tabelle 6-1) sowie der Variationsfaktor für Mitteleuropa, der im Zusatzmaterial von Pfister et al. (2009) abgelesen werden kann, in die Formel eingesetzt (Tabelle 6-4), ergibt sich ein sehr hoher WSI Faktor von 0,95. Das bedeutete einen sehr hohen Wasserstress durch die Kurzumtriebsplantage.

**Tabelle 6-4 Berechnung von WTA, WTA\* und WSI nach Pfister et al. (2009)**

Größe	Wert	Erläuterung
Wasserverwendung (WU)	687	in [mm/a] Evapotranspiration KUP Methau (Siehe Tabelle 6-1)
Wasserverfügbarkeit (WA)	692	in [mm/a ] Jährlicher Niederschlag Methau (LfULG 2011a)
Variationsfaktor (VF)	1,2	Abgelesen in Abbildung S2, Zusatzmaterial (Pfister et al. 2009)
WTA	0,99	Verhältnis Entnahme zu Verfügbarkeit (WU/WA)
WTA*	1,19	Mit VF gewichtete WTA-Ratio (VF*WTA)
WSI	0,95	Wasser-Stress-Index (nach Pfister et al.2009)

Der berechnete Wert für WSI erscheint sehr hoch und deshalb wurde noch einmal geprüft, welchen Einfluss, die verwendeten Größen auf dieses Ergebnis haben. Der Variationsfaktor wurde aus einer Abbildung abgelesen und nicht selbst berechnet und entspricht wahrscheinlich nicht den lokalen Verhältnissen. Da ohnehin ein langjähriges Mittel für die Niederschlagsmenge eingesetzt wurde, wurde der WSI-Faktor noch einmal aus der einfachen WTA-Ratio berechnet. Ohne gewichtete WTA-Ratio ergäbe sich ein WSI von 0,85 (nicht in der Tabelle 6-4 dargestellt). Dieser Wert bedeutete ebenfalls einen sehr hohen Wasserstress durch die Kurzumtriebsplantage.

In der Studie berechnen Pfister et al. (2009) für das gesamte Wassereinzugsgebiet der Elbe sowie für Mitteleuropa ein Verhältnis von Wasserentnahmen zu Wasserverfügbarkeit (WTA\*) von 30%, was einen WSI Faktor von rund 0,06 ergeben würde. Diese Angabe bezieht sich jedoch auf die jährliche Süßwasserentnahme und den jährlichen Niederschlag in einem sehr großen Wassereinzugsgebiet. Die Daten der Wasserentnahme beziehen sich dabei jedoch auf die menschliche Wasserverwendung und nicht auf die Verwendung von grünem Wasser.

An diesem Beispiel zeigt sich die große Diskrepanz zwischen den Indikatoren für verschiedene Betrachtungsebenen sowie verschiedene Arten des Wasserverbrauchs. Außerdem ergeben sich Unterschiede, je nachdem, welche Größen für die Wasserverfügbarkeit herangezogen werden. Für Bäume verfügbar ist nicht nur Niederschlagswasser, sondern auch Grundwasser und teilweise Wasser aus oberirdischen Gewässern. In der oben gezeigten Anwendung wurde die gesamte Evapotranspiration der Bäume mit dem Wasserverbrauch gleichgesetzt. Das entspricht zwar zunächst der in dieser Arbeit festgelegten Definition (siehe Tabelle 2-2), ist jedoch auch zu überprüfen, wie später im Kapitel 8.4.2 gezeigt werden soll. Denn, das von Bäumen aufgenommen Wasser wird später wieder in die Atmosphäre abgegeben und nur zum Teil zum Aufbau organischer Verbindungen verwendet. Das bedeutet, Methoden, die nicht ausdrücklich für die Bewertung des Verbrauchs von grünem Wasser konzipiert wurden, sollten äußerst vorsichtig dafür eingesetzt werden. Es zeigt sich außerdem, dass unter dem Gesichtspunkt „Wasserverbrauch“ biologische und technische Produkte nur schwer mit derselben Methode miteinander verglichen werden können. Methoden, die sich auf die Bewertung des Verbrauchs von blauem Wasser konzentrieren, würden die Wirkungen des Anbaus einer KUP nur unzureichend abbilden.

Aus diesem Grund wurde zusätzlich eine Methode ausgewählt, die Auswirkung auf grüne und blaue Wasserflüsse berücksichtigt. Die Methode von Maes et al. (2009) soll auf ihre Anwend-

barkeit für die Bewertung des KUP-Anbaus untersucht werden. Die Methode wird von den Autoren als besonders einfach anwendbar beschrieben, bei der der Aufwand für die Datenbeschaffung relativ gering sei. Maes et al. (2009) nutzten die Unterschiede zwischen den Evapotranspirationsraten verschiedener Flächennutzungen, um einen Einflussfaktor zu berechnen. Wie bereits in Kapitel 2.1 (2-2) dargelegt, setzt sich die Evapotranspiration aus der Interzeptionsverdunstung, der Transpiration und der Evaporation zusammen. Sie ist abhängig von Wetterparametern wie Lufttemperatur, Sonneneinstrahlung, Windgeschwindigkeit und Luftfeuchte, sowie der Vegetation auf der Fläche (Allen et al. 1998).

Ausgangspunkt der Wirkungsindikatorberechnung bei Maes et al. (2009) ist das natürliche Wasserregime eines Einzugsgebiets, das als optimal angesehen wird. Ohne menschlichen Einfluss bildet sich das bestangepasste Ökosystem mit der höchsten Stabilität. Die Potentielle Natürliche Vegetation (PNV) repräsentiert mit ihrer Verdunstungsrate diesen optimalen Zustand. Nach Maes et al. (2009) stellt daher jede Verdunstung unterhalb der PNV-Verdunstung eine Beeinträchtigung dar. Jede Verdunstung gleich oder größer der potentiell-natürlichen besitzt eine minimale Wirkung. Am Anfang der Bewertung ist es daher erforderlich, die Potentielle Natürliche Vegetation (PNV) und deren Evapotranspirationsrate auf der untersuchten Fläche zu bestimmen. Die PNV einer Fläche kann mit Hilfe spezieller Karten, zum Beispiel von Liedtke and Marcinek (2002), BfN (2011), LfULG (2011c), ermittelt werden. Demnach ist als potentiell natürliche Vegetation auf den meisten Standorten in Deutschland Laubwald mit Buche oder Eiche zu erwarten. Die kartierte PNV für den Standort der Kurzumtriebsplantage in Methau (Sachsen) wäre ein typischer Hainbuchen-Traubeneichen Wald (LfULG 2011c). Die durchschnittliche Evapotranspiration (ET) dieser PNV ist sehr theoretisch und lässt sich nur mit Hilfe von Daten tatsächlich-existierender Waldbestände ableiten. Eine Zusammenstellung von Evapotranspirationsraten bewaldeter Gebiete aus der Literatur findet sich aus diesem Grund in Tabelle 6-5. Die PNV-Verdunstung wird sich unter menschlichem Einfluss niemals auf der betrachteten Fläche einstellen und ist daher lediglich eine ideelle Benchmark, an der die zu bewertenden Systeme gemessen werden, die jedoch niemals erreicht werden kann.

Tabelle 6-5: Zusammenstellung von Literaturangaben zur Evapotranspiration bewaldeter Standorte

Quelle	Region	Baumart	ET [mm/Jahr]
Herbst and Hörmann (1998)	Schleswig-Holstein	Buche	628
Armbruster et al. (2004)	Schluchsee, BW	Fichte	510
	Rotherdbach, SN	Fichte	562
Vermeiren et al. (2010)	Freising	Buche	515
	Solling	Buche	526
Van der Salm et al. (2004)	45 Standorte, europaweit	Buche	691
		Kiefer	238
		Fichte	707
		Eiche	620
Klein (2000)	Deutschland	Kiefer	585
	Deutschland	Eiche/Buche	490
Gluga et al. (2003)	Deutschland, sandig	Buche	550
	Deutschland, sandig	Laubwald	560
	Deutschland, sandig	Nadelwald	600
	Deutschland, bindig	Laubwald	584
	Deutschland, bindig	Nadelwald	626
<b>Durchschnitt:</b>		Buche	576
		Fichte	593
		Kiefer	412
		Eiche/Buche	555

Für das hier berechnete Beispiel werden durchschnittliche jährliche Verdunstungshöhen für bewaldete Gebiete in Deutschland Gluga et al. (2003) herangezogen. Als Evapotranspirationsrate der PNV auf dem Standort der Kurzumtriebsplantage wird der Wert für Laubwald auf bindigen Böden von Gluga et al. (2003) gewählt, da laut Feldversuchen Lehm als Bodenart in Methau vorherrscht (SMUL 2006). Der Wert für die aktuelle Evapotranspiration der Kurzumtriebsplantage wird von Petzold et al. übernommen (Petzold et al. 2009a; Petzold et al. 2009b). Die langjährig mittlere Niederschlagsmenge (1993-2011), gemessen an der Agrarmeteorologischen Wetterstation in Methau, beträgt 692 mm pro Jahr (LfULG 2011a). Der Wasserbedarf der Umwelt (EWR) wird, wie von Maes et al. (2009) empfohlen, von Smakhtin et al. (2004a) für das Wassereinzugsgebiet der Elbe übernommen. Die folgenden Indikatoren in den Formeln (6-5) bis (6-7) wurden nach Maes et al. (2009) berechnet:

$$TWI = \frac{ET_{PNV} - ET_{act}}{ET_{PNV}} \quad (6-5)$$

$$AWI = \frac{ET_{act} - ET_{PNV}}{ET_{EWR} - ET_{PNV}} \quad (6-6)$$

$$TAWI = \frac{ET_{PNV} - ET_{act}}{ET_{PNV}} \quad (6-7)$$

TWI	Wirkung auf das terrestrische Ökosystem
$ET_{PNV}$	Evapotranspiration des potentiell natürlichen Ökosystems
$ET_{act}$	Evapotranspiration der aktuellen Landnutzung
AWI	Wirkung auf das aquatische Ökosystem
TAWI	Indikator für die terrestrisch-aquatischen Wirkungen

Alle Eingangsdaten sowie die Ergebnisse der Wirkungsindikatorberechnung werden in Tabelle 6-6 zusammengefasst.

**Tabelle 6-6: Beispielhafte Berechnung der Indikatoren nach Maes et al. (2009) zur Bewertung des Einfluss der Landnutzung auf den Wasserhaushalt**

	Größe	Wert	Bemerkung	Quelle
Potentielle Natürliche Vegetation	PNV		Typischer Hainbuchen- Traubeneichenwald	LfULG (2011c)
Evapotranspiration PNV [mm/Jahr]	ET <sub>PNV</sub>	584	Evapotranspiration der Potentielle Natürlichen Vegetation	Gluga et al. (2003)
	ET <sub>PNV_min</sub>	490	Unterer Literaturwert (ET PNV)	Klein (2000)
	ET <sub>PNV_max</sub>	620	Oberer Literaturwert (ET PNV)	Van der Salm et al. (2004)
Evapotranspiration aktuelle Vegetation [mm/Jahr]	ET <sub>act_KUP</sub>	687	Evapotranspiration der Kurzumtriebsplantage (Bsp. Methau)	Petzold et al. (2009a), Petzold et al. (2009b), Lamersdorf et al. (2010)
	ET <sub>act_weiz</sub>	579	Evapotranspiration Weizenfeld (Vergleich)	Petzold et al. (2009a)
Jahresniederschlag [mm/Jahr]	P	692	Jahresniederschlag langjähriges Mittel (1993-2011)	LfULG (2011a)
minimaler Wasserbedarf der Umwelt [mm/Jahr]	X <sub>EWR</sub>	0.45	als Anteil am Gesamtabfluss	Smakhtin et al. (2004a)
Grenzwert Evapotranspiration Umwelt [mm/Jahr]	ET <sub>EWR</sub>	643	$P \cdot X_{EWR} \cdot (P - ET_{PNV})$ ; Berechnet nach Maes et al. (2009)	Maes et al. (2009)
<b><u>Berechnete Werte KUP</u></b>				
TWI_KUP	0	da $ET_{act_KUP} > ET_{PNV}$	minimale Wirkung	
AWI_KUP	1	da $ET_{act_KUP} > ET_{EWR}$	maximale Wirkung	
TAWI_KUP	1	da $ET_{act_KUP} > ET_{EWR}$	maximale Wirkung	
<b><u>Unter Berücksichtigung der Spanne der ET<sub>PNV</sub></u></b>				
TAWI_KUP	1	da $ET_{act_KUP} > ET_{EWR}$	maximale Wirkung	
<b><u>Weizen</u></b>				
TWI_weiz	0.009	da $ET_{act_KUP} < ET_{PNV}$	geringe Wirkung	
AWI_weiz	0	da $ET_{act_KUP} < ET_{PNV}$	minimale Wirkung	
TAWI_weiz	0.009	da $ET_{act_KUP} < ET_{EWR}$	geringe Wirkung	

Da die Pappelplantage mehr Wasser verdunstet ( $ET_{act\_KUP}$ ) als die PNV, nimmt der Wirkungsindeikator TWI den Wert 0 an und weist damit auf eine minimale Wirkung in Bezug auf den grünen Wasserfluss hin. Das bedeutet, die Flächennutzung ist ähnlich wie die potentiell natürliche und hat kaum negative Wirkungen. Die Wirkung der Landnutzung auf das aquatische Ökosystem (AWI) hingegen ist maximal, da mehr Wasser als durch die Referenzvegetation verbraucht wird. Auch der kombinierte Indikator TAWI für die terrestrische und aquatische Wirkung nimmt den maximalen Wert 1 an. Dabei muss allerdings berücksichtigt werden, dass die vorliegenden Wasserhaushaltsdaten von einer neun Jahre alten Kurzumtriebsplantage stammen, obwohl die übliche Umtriebszeit für die Produktion von Energieholz bei 3-4 Jahren liegt (Hofmann 2004). Der Wasserverbrauch nimmt jedoch mit dem Alter der Bäume zu (Murach et al. 2008; Lamersdorf & Schulte-Bisping 2010). Zudem beeinflusst die Wasserverfügbarkeit das Wachstum der Bäume und damit wiederum der Zuwachs den Wasserverbrauch (Röhle et al. 2008).

Im Vergleich zu einer Kurzumtriebsplantage hätte der Weizenanbau auf der gleichen Fläche eine geringere Wirkung auf den terrestrischen Wasserfluss (TWI). Dieses Ergebnis beruht auf einer geringfügig niedrigeren Verdunstungsrate des Weizenfeldes ( $ET_{act\_weiz}$ ) als der PNV-Verdunstung; TWI nimmt einen Wert größer Null an. Die Wirkung auf das aquatische Ökosystem ist minimal. Der Einfluss der Landnutzung Weizenfeld auf das gesamte Wasserregime (TAWI) ist deshalb geringer als der der Kurzumtriebsplantage.

Die Anwendung der Methode zeigt, dass sie sehr sensibel auf die eingesetzten Werte reagiert, die teilweise gar nicht gemessen werden können, oder deren Erhebung mit größeren Ungenauigkeiten behaftet ist. So können zum Beispiel als Evapotranspirationsraten der PNV nur Durchschnittswerte von vergleichbaren Flächen herangezogen werden, insofern diese überhaupt vorhanden sind. Beim Vergleich zwischen den beiden Landnutzungsformen Ackerbau und Kurzumtriebsplantage ergeben sich nachvollziehbare Ergebnisse. Weizen hat eine geringere Interzeption und einen höheren Abfluss, deshalb ist der Einfluss auf das Wasserregime dieser Flächennutzung gering. Problematisch ist hingegen die Ableitung der Wirkungsindeikatoren aus der Vermischung der Verdunstungsdaten auf Bestandesebene mit Daten auf Landschafts- bzw. Wassereinzugsgebietsebene. So wird der Anteil des Umweltwasserbedarfs ( $x_{EWR}$ ) an der gesamten Stromabflussmenge für große Wassereinzugsgebiete (Smakhtin et al. 2004a), wie z.B. der Elbe, Donau oder des Rheins in die Berechnung einbezogen. Diese Einzugsgebiete erstrecken sich über große Gebiete Mitteleuropas mit unterschiedlichen klimatischen Bedingungen und wechselnden Vegetationstypen. Der einheitliche Faktor für das gesamte Gebiet unterstellt eine homogene Vegetationsform und gleichmäßige Bedingungen im gesamten Einzugsgebiet. So kann es sein, dass der Umweltwasserbedarf im untersuchten Gebiet von dem des großen Einzugsgebiets abweicht und die Ergebnisse der Indikatorberechnung mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Maes et al. (2009) diskutieren in ihrem Artikel ebenso, dass der Faktor für den Umweltwasserbedarf ( $x_{EWR}$ ) eine starke Vereinfachung darstellt, damit die Methode im Rahmen der Ökobilanz ohne aufwendige zusätzliche Datensammlung anwendbar ist.

Die berechneten Faktoren gelten nur für die jeweils untersuchte Fläche. Eine Aussage über die Veränderungen des Wasserhaushalts auf Landschafts- bzw. Wassereinzugsgebietsebene kann damit nicht getroffen werden. Studien haben gezeigt, dass sich Auswirkungen auf den Land-

---

schaftswasserhaushalt erst bei Aufforstungen von 20-25% der Fläche eines Wassereinzugsgebiets nachweisen lassen (Bosch & Hewlett 1982; Brown et al. 2005). Es ist daher anzunehmen, dass der kleinflächige Anbau von Kurzumtriebsplantagen keinen Einfluss auf das Wasserregime eines Wassereinzugsgebiets ausübt. Des Weiteren beinhaltet der Indikatorwert keine Informationen zur Veränderung der Wasserqualität durch eine veränderte Landnutzung in einem Gebiet.

## 6.2 Fazit zur Anwendbarkeit

Nach der ausführlichen Diskussion der probeweise angewendeten Bewertungsmethoden im vorangegangenen Abschnitt kann festgestellt werden, dass für Bewertungen des grünen Wasserverbrauchs methodischer Verbesserungsbedarf besteht. Nur wenige Methoden beziehen die Verwendung von grünem Wasser überhaupt in die Bewertung ein. Dabei wäre dies für die Beurteilung von landwirtschaftlichen Produkten besonders wichtig, denn der Verbrauch von grünem Wasser kann auch Auswirkungen auf den Vorrat von blauem Wasser haben. Auch positive Aspekte der Verwendung von grünem Wasser werden in keinem der Ansätze in die Bewertung einbezogen. Die verfügbaren Methoden untersuchen zumeist die Auswirkungen der Landnutzung auf den Wasserhaushalt und nicht die Auswirkungen der Wasserverwendung an sich.

Bei einigen der getesteten Methoden fällt die Anwendung schwer, weil teilweise keine genauen Angaben zu den benötigten Eingangsdaten für die Bewertung gemacht werden. Des Weiteren wird die Veränderung der Wasserqualität von kaum einer der Methoden bei der Bewertung berücksichtigt.

Darüber hinaus herrscht bei einigen der untersuchten Methoden eine Diskrepanz zwischen Anforderungen an die wissenschaftliche Genauigkeit und ihrer Anwendbarkeit. Teilweise ist die Durchführung einer Methode von der Verfügbarkeit komplexer hydrologischer Modelle abhängig oder es werden sehr spezialisierte Daten, wie zum Beispiel über die potentielle Natürliche Vegetation benötigt. Auch für Hintergrunddaten in Ökobilanzdatenbanken, wie Rohmaterialien, Kraftstoff oder Strom, die für die meisten Ökobilanzen verwendet werden, sind kaum Informationen verfügbar, die den genannten Anforderungen genügen.

Aus der Auswertung und der probeweisen Anwendung einiger Methoden kann abgeleitet werden, dass es vor allem von Bedeutung ist, die teilweise unzureichenden Sachbilanz- bzw. Wirkungsbilanzmethoden weiterzuentwickeln. Es wird ein konsistenter Vorschlag benötigt, der geeignet ist, sowohl den Verbrauch von blauem als auch grünem Wasser zu erfassen, zu bewerten und damit untereinander vergleichbar zu machen. Dabei sollte die Wasserverwendung an sich beurteilt werden und nicht die Landnutzung oder ähnliches.

## 7 Grundlagen und Ziel der neuen Bewertungsmethode

### 7.1 Anforderungen an eine Ökobilanzmethode zur Bewertung der Wasserverwendung

#### 7.1.1 Allgemeine Anforderungen

Die grundlegenden Anforderungen an Ökobilanzmethoden sind in den Normen ISO14040 und ISO14044 festgelegt und wurden bereits im Kapitel 3.4.2 erläutert.

Die Wasserverwendung ist sehr vielfältig und besitzt quantitative und qualitative Auswirkungen. Der Wasserentzug in einem Gebiet kann Auswirkungen auf die Wasserverfügbarkeit in angrenzenden Ökosystemen und für den Menschen haben. Diese können sich in unterschiedlicher Weise auf die Artenzusammensetzung, das Landschaftsbild oder auf die menschliche Gesundheit oder den Erholungswert auswirken. Das Ausmaß der Auswirkungen wird von der jeweiligen Verwendungsintensität der Wasserressource und den örtlichen Voraussetzungen bestimmt. Aufgrund dieser Zusammenhänge ergeben sich weitere Anforderungen an eine Ökobilanzmethode zur Bewertung der Auswirkungen der Wasserverwendung.

Um das Ausmaß der Auswirkungen vor Ort abschätzen zu können, ist es von Bedeutung, dass ein ökobilanzielles Bewertungsmodell die regionalen Wasserverhältnisse berücksichtigt. Dabei sollte es möglich sein, das Modell auf verschiedene geografische Regionen möglichst universell anzuwenden. Teilweise wird eine globale Abdeckung mit einer geeigneten regionalen Auflösung gefordert (Kounina et al. 2013). Die Voraussetzung dafür ist allerdings, dass die Daten über die lokalen Verhältnisse auch zur Verfügung stehen.

Nach Möglichkeit sollte im Bewertungsmodell auch die zeitliche und räumliche Verfügbarkeit von Wasserressourcen berücksichtigt werden. Bei der Verwendung jährlicher Mittelwerte könnten jahreszeitliche Schwankungen in der Wasserverfügbarkeit verdeckt werden (Savenije 2000). Darüber hinaus sollte bei der Bewertung der Wirkungen eine Unterscheidung zwischen der Verwendung verschiedener Wassertypen möglich sein. Das heißt, sowohl die Wirkungen des Verbrauchs von blauem als auch von grünem Wasser sollten abgebildet werden können. Das Hauptinteresse einer Bewertung kann je nach Bilanzierungsobjekt variieren, deshalb wäre es wünschenswert, dass die Methode möglichst flexibel auf die verschiedenen Anwendungen angepasst werden kann.

Im Allgemeinen sollten Indikatoren für die ökobilanzielle Bewertung relevant, aussagekräftig und angepasst an die jeweilige Fragestellung sein. Dafür sollte die Methode die natürlichen Mechanismen der Ursache-Wirkungskette abbilden. Trotzdem wäre es wünschenswert, dass der Indikator ein klares, verständliches Design besitzt und die benötigten Informationen leicht zugänglich sind. Die Berechnung des Indikators sollte demnach ohne die zusätzliche Verwendung von hydrologischen Modellen auskommen und nur mit Hilfe frei zugänglicher Daten durchgeführt werden können. Das heißt, bei der Konzeption der Bewertungsmethode sollte auf ein ausgewogenes Verhältnis zwischen dem Aufwand für die Datenerhebung und dem Abbildungsgrad

---

der Ursache-Wirkungsbeziehungen geachtet werden. Darüber hinaus sollten Unsicherheiten über die Zusammenhänge und die Abbildungsgüte benannt werden (KOUNINA et al. 2012).

### 7.1.2 Anforderungen aus der Water Footprint-Norm ISO 14046

Seit August 2014 gibt es die Norm ISO 14046 als Anleitung zur Erstellung und Berichterstattung von Water Footprints (ISO 2014). Außerdem wird derzeit die technische Anleitung ISO/AWI TR 14073 als Ergänzung zur Norm vorbereitet. Diese soll anhand von Beispielen zeigen, wie Water Footprint Studien im Sinne der Norm ausgeführt werden könnten.

Die ISO Norm 14046 selbst enthält Begriffsdefinitionen mit Bezug auf Wasserverwendung, Ökobilanzierung und Water Footprint. Des Weiteren legt die Norm allgemeine Rahmenbedingungen für die Durchführung eines Water Footprint fest und enthält Anforderungen für die Veröffentlichung der Ergebnisse und deren vorhergehende Begutachtung. Sie enthält jedoch keine konkreten Methodenvorschläge.

Die neue Water Footprint Norm legt aber eindeutig fest, dass ein normkonformer Water Footprint auf einer Ökobilanz basieren muss. Das heißt, alle Stationen innerhalb des Lebenswegs eines betrachteten Produktes o.ä. müssen berücksichtigt werden. Damit wurde endgültig die Anbindung des Water Footprint an die LCA-Methodik, die sich zuvor getrennt voneinander entwickelt hatten, vollzogen. Eine Water Footprint Studie kann dabei entweder für sich allein stehen oder aber ein Teil einer vollständigen Ökobilanz sein. Sie sollte umfassend sein, indem sie alle relevanten Einflüsse auf Umwelt, Mensch und Ressourcen in Bezug auf Wasser einbezieht. Die Anforderungen an Water Footprint Studien basieren auf den Bestimmungen der Ökobilanz-Norm 14044 zur Erstellung von Sach- bzw. Wirkungsbilanzen.

Grundlegende Anforderungen der ISO 14046 an Water Footprint Studien sind ein modularer Aufbau. Die Ergebnisse werden ebenfalls, wie bei Ökobilanzen, auf eine funktionale Einheit bezogen. Die potentiellen Umweltwirkungen in Verbindung mit Wasser sollten aufgezeigt werden. Dabei sollten so weit wie möglich, regionale bzw. lokale Einflussfaktoren auf die Bewertung berücksichtigt werden, sowie saisonale Effekte, wenn sie für die Bewertung von Bedeutung sind. Wirkungsindikatoren können überall entlang der Ursache-Wirkungskette gewählt werden und sollten auf hydrologischen Grundlagen basieren. Für die verwendeten Wirkungsindikatoren sollten aussagekräftige Bezeichnungen gewählt werden, damit ersichtlich ist, welche Umweltwirkungsmechanismen gemeint sind. Die dafür verwendete Charakterisierungsmethode sollte beschrieben und dokumentiert werden. Soweit wie möglich, sollte bei der Bewertung zwischen verschiedenen Wasserarten unterschieden werden.

Ein Water Footprint kann auch aus mehreren Wirkungskategorien mit verschiedenen Wirkungsindikatoren bestehen, da es viele verschiedene Umweltwirkungsmechanismen gibt. Wird in einer Water Footprint Studie nur der Beitrag eines untersuchten Produkts zum Druck auf die Wasserverfügbarkeit bewertet, spricht die Norm von einem „Water availability footprint“. Dieser kann entweder nur eine oder auch mehrere Wirkungskategorien beinhalten. Wird dagegen der Beitrag des untersuchten Produkts auf die Wasserqualität bewertet, wird das laut Norm als „Water footprint addressing water degradation“ bezeichnet. Der kann zum Beispiel auch aus den bereits etablierten Wirkungskategorien zur Wasserverschmutzung, wie Eutrophierung, Versauer-

zung, aquatische Toxizität o.ä. zusammengestellt sein. Nur wenn quantitative und qualitative Aspekte der Wasserverwendung berücksichtigt werden, kann die Studie als vollständiger Water Footprint bezeichnet werden.

Auch bestimmte Anforderungen an die Datenqualität in der Sachbilanz und für die Bewertung werden durch die Norm festgelegt. Wenn möglich, sollten Primärdaten erhoben werden. Nur dort, wo eine Erhebung von Primärdaten nicht möglich oder praktikabel ist, sollte auf sekundäre Daten ausgewichen werden. Folgende Informationen sollten dabei erhoben werden:

- Quantität des Wassers
- Wassertypen
- Wasserqualität
- Art der Wasserverwendung
- Ort der Wasserverwendung

Die Berechnung des Water Footprints sollte keine Kompensationsmaßnahmen enthalten. Das bedeutet, wenn durch einen Vorgang außerhalb der Systemgrenzen Wirkungen in Bezug auf Wasser reduziert werden, sollte das nicht in die Berechnung des Water Footprint einfließen.

### 7.1.3 Spezielle Anforderungen für die Bewertung biologischer Produktionsprozesse

Im Folgenden werden alle Produktionsprozesse, die mit Pflanzenwachstum einhergehen, „biologische Produktionsprozesse“ genannt.

Um den Wasserverbrauch biologischer Produktionsprozesse bewerten zu können, ist vor allem die Erfassung grüner Wasserflüsse wichtig. Grünes Wasser wird von Pflanzen über die Wurzeln aus dem Boden entnommen und für den Aufbau organischer Substanz benutzt. Ohne ausreichende Wasserversorgung stellt die Pflanze nach einer gewissen Zeit die Produktion ein. Grundsätzlich stellt sich deshalb die Frage, ob der grüne Wasserverbrauch überhaupt als Verbrauch in die Bewertung einbezogen werden sollte. Denn Wasser, das von Pflanzen aufgenommen wird, wird zum großen Teil wieder verdunstet und treibt damit den Wasserkreislauf an. Von einigen Autoren wird der Grünwasserverbrauch aus diesem Grund auch nicht betrachtet (Milá i Canals et al. 2009; Pfister et al. 2009; Van Zelm et al. 2010).

Die Vegetation wird aber einerseits durch Wasser und dessen Verfügbarkeit beeinflusst und beeinflusst andererseits wiederum den Wasserkreislauf und die Wasserverfügbarkeit. Die Verwendung von grünem Wasser steht somit in unmittelbarem Zusammenhang mit lokalen und überregionalen Stoff- und Energiekreisläufen. So trägt sie zum Beispiel zur Niederschlagsbildung bei und beeinflusst das lokale Mikroklima. Auf der anderen Seite verhindert die Vegetation (z.B. Wälder) Erosion und Nährstoffauswaschung.

Darüber hinaus sind die verschiedenen Wasserarten über den Wasserkreislauf miteinander verknüpft, weshalb die Verwendung von grünem Wasser auch die Verfügbarkeit von anderen Was-

---

serarten beeinflusst. Die Erhöhung des Verbrauchs von grünem Wasser kann benachbarten Ökosystemen blaues Wasser entziehen bzw. kann die Neubildung von blauem Wasser beeinträchtigen. Jede Steigerung des vom Menschen induzierten Verbrauchs von grünem Wasser z.B. durch die Ausweitung von Ackerland oder Plantagen, stellt einen ein Eingriff in die Natur dar und ist dadurch relevant für eine Bewertung der Wasserverwendung. Sowohl die positiven als auch die negativen Einflüsse der Verwendung von grünem Wasser sollten nach Möglichkeit innerhalb einer Bewertung des Grünwasserverbrauchs berücksichtigt werden.

Des Weiteren bestehen vielfältige Wechselbeziehungen mit anderen, durch die bisherige Ökobilanzmethode bereits erfassten, Wirkungskategorien. So gibt es z.B. eine enge Verknüpfung zwischen Energieverbrauch und Wasserverwendung. Für die Energieerzeugung wird Wasser benötigt und für die Wasseraufbereitung, -verwendung und Abwasserbehandlung wird wiederum Energie benötigt. Eine gemeinsame Erfassung von Energieverbrauch und Wasserverwendung durch eine Ökobilanz könnte dazu beitragen, Entscheidungsträgern die benötigten Informationen zur Verfügung zu stellen, um zwischen den verschiedenen Auswirkungen eines Produktionssystems auf die Umwelt abzuwägen. Vor allem für die Beurteilung der Energieerzeugung aus erneuerbaren Quellen, wie z.B. großflächig angebaute Biomasse, ist die Abwägung zwischen Wasserverbrauchs und den Treibhausgasemissionen ein wichtiger Aspekt.

## 7.2 Einordnung der Wasserarten im Wasserkreislauf

Die Wasserarten können zwar gegeneinander abgegrenzt werden, sind aber über den Wasserkreislauf miteinander verbunden. Abbildung 7-1 verdeutlicht die Zusammenhänge zwischen den Wasserarten und deren übliche Verwendungswege innerhalb des natürlichen und des anthropogenen Wasserkreislaufs sowie die Abgrenzung der Begrifflichkeiten von Verbrauch und Nutzung.

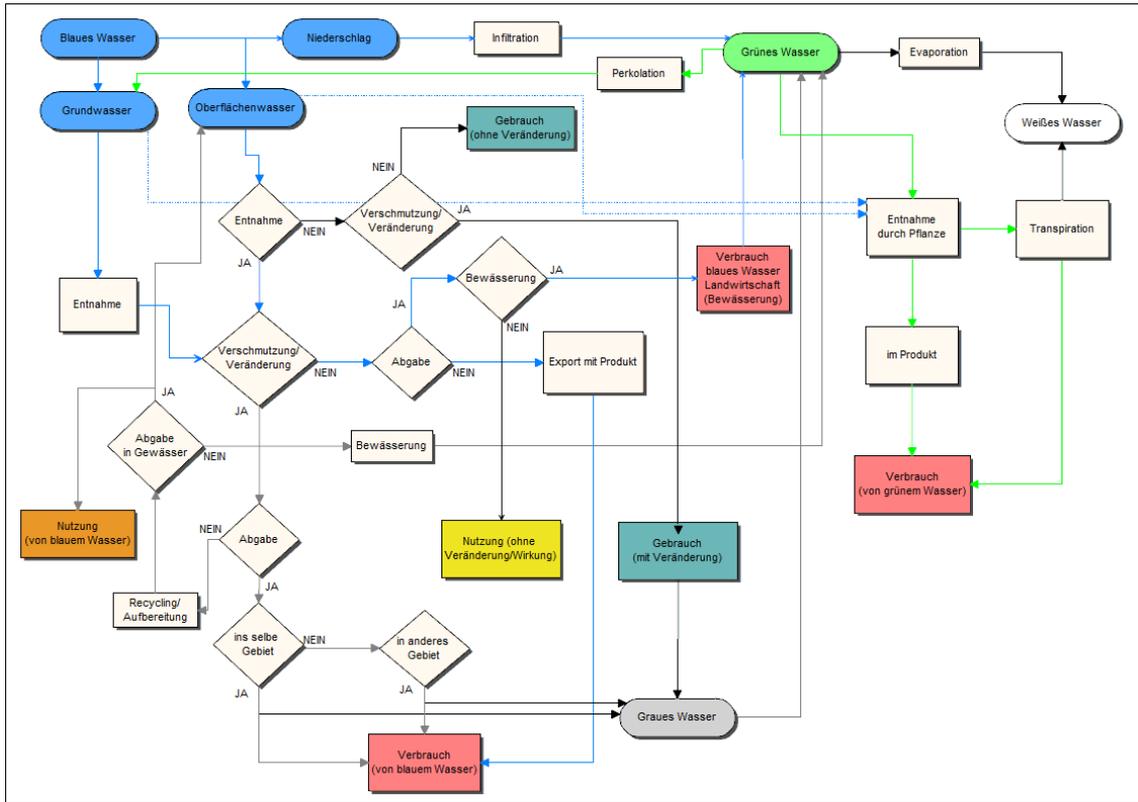


Abbildung 7-1 Zusammenhänge zwischen den Wasserarten im Wasserkreislauf

Mit der Bezeichnung der „Übergänge“ zwischen den Wasserarten ist gemeint, dass sich eine Wasserart innerhalb des Wasserkreislaufs in eine andere umwandeln kann.

Die folgenden Übergänge sind dabei von besonderer Bedeutung. Blaues Wasser, das als Regenwasser auf die Landmassen fällt, wandelt sich bei der Infiltration in den Boden in grünes Wasser um. Auch wenn blaues Oberflächen- oder Grundwasser zur Bewässerung eingesetzt wird, verbleibt ein Teil als grünes Wasser im Boden, von wo aus es von Pflanzen wieder aufgenommen werden kann. Nicht alles Wasser, das durch Bewässerung oder Niederschlag in den Boden gelangt, verbleibt auch dort. Ein Teil perkoliert ins Grundwasser und wird damit wieder zu blauem Wasser.

Wird grünes Wasser von Pflanzen aufgenommen und transpiriert, wird es zu Wasserdampf - sog. weißem Wasser verdunstet. Weißes Wasser formiert sich in der Atmosphäre an Kondensationskernen zu Wolken, aus denen es wiederum als Niederschlag auf die Erdoberfläche zurückkehrt.

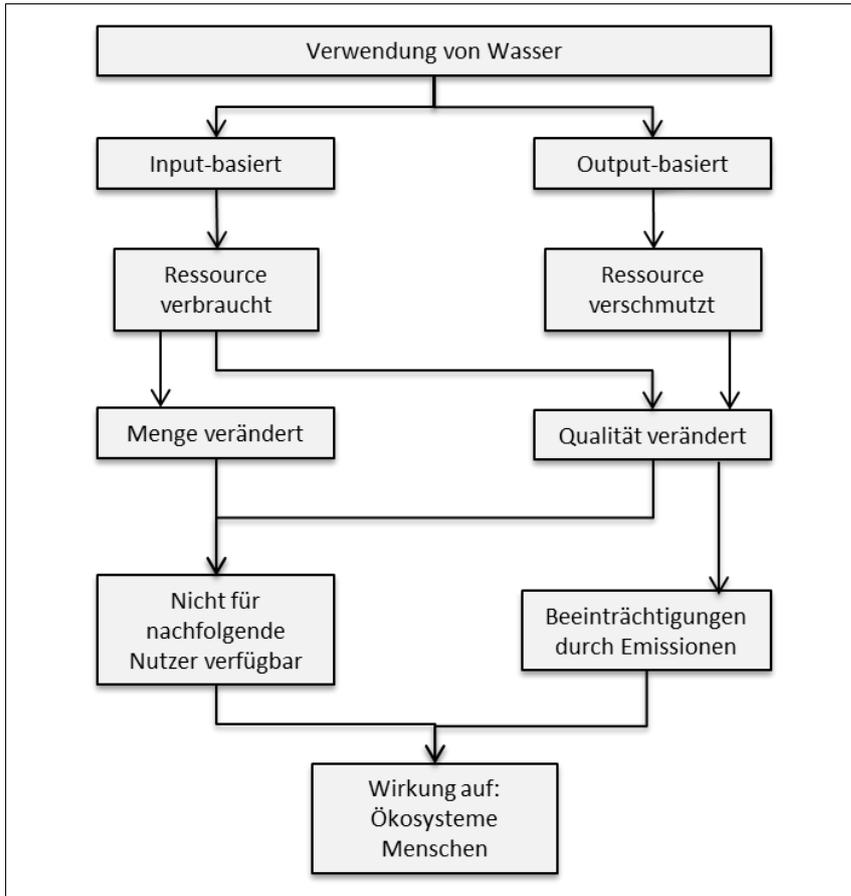
Wird blaues Wasser für Produktionsprozesse o.ä. verwendet und dabei verschmutzt, entsteht dabei graues Wasser. Sowohl blaues als auch graues Wasser kann durch Verdunstung (Evaporation) in weißes Wasser übergehen.

---

### 7.3 Zuordnung von Wasserarten zu Ökobilanzseiten

Aus Sicht einer klassischen Einteilung von Wirkungskategorien, wie der von Klöpffer (2009), wird zwischen Input-basierten und Output-basierten Wirkungskategorien unterschieden. Bei Input-bezogenen Wirkungskategorien zielt die Bewertung auf einen sparsamen Umgang mit Ressourcen. Die Bewertung erfolgt auch, wenn diese nicht irreversibel verbraucht werden, sondern nur verschmutzt oder im Aggregatzustand verändert werden. Bei Output-bezogenen Wirkungskategorien wird die Beeinträchtigung der Umwelt oder der menschlichen Gesundheit durch Emissionen bewertet (Klöpffer 2009). Die Bewertung der Wasserverwendung wird bei Klöpffer (2009) den Input-basierten Wirkungskategorien zugeordnet, weil es sich dabei um eine Auseinandersetzung mit dem Umgang mit Ressourcen handelt.

Die Wasserverwendung wirkt sich aber auf verschiedenen Wegen auf die unmittelbare Umwelt/Umgebung aus und vereint dabei Input- und Output-basierte Wirkungskategorien. Die abiotische Ressource Wasser wird durch seine Verwendung in einigen Fällen verbraucht oder sogar aufgebraucht, wenn die Neubildung der Ressource zu gering ist. Der Verbrauch bewirkt eine Verringerung der Ressource und verringert damit die Verwendungsmöglichkeiten für räumlich oder zeitlich nachfolgende Nutzer. Dadurch ergeben sich Schäden für die Umwelt oder den Menschen. In einigen Fällen wird die Ressource durch ihre Verwendung verschmutzt. Die Verschmutzung der Ressource durch Emissionen ist mit ihrem Verbrauch gleichzusetzen und beeinträchtigt die Gesundheit und die Umwelt.



**Abbildung 7-2** Wirkungspfade der Wasserverwendung

Die Input-basierten Wirkungskategorien bewerten den Verbrauch aus einer quantitativen Sicht, wie groß der Umfang der verbrauchten Menge ist und wie dieser z.B. in Bezug auf die Verfügbarkeit zu bewerten ist. Eine Output-basierte Bewertung bezieht sich auf die Verschmutzung der Ressource durch deren Verwendung und fokussiert damit Qualitätsaspekte.

Die Verwendungen der einzelnen Wasserarten sind vielfältig und die Auswirkungen können sich auf verschiedene Bereiche erstrecken. Es ist aber möglich, die einzelnen Wasserarten Ökobilanzseiten und damit auch einer Form der Bewertung zuzuordnen.

Grünes Wasser ist immer im Input zu finden, es wird bei keiner Produktion den Prozess verlassen. Daher wird grünes Wasser mit einer input-basierten Bewertung betrachtet. Blaues Wasser ist durchaus im Output zu finden, wird dort aber nicht bewertet. Ist es verschmutzt, wird es als graues Wasser bezeichnet. Graues Wasser befindet sich demnach öfter im Output als im Input. Eine Ausnahme könnte zum Beispiel die Bewässerung mit Abwässern sein. Da steht graues Wasser im Input. Diese Zuordnung hängt allerdings auch von der exakten Definition von blauem und grauem Wasser ab. Das Abwasser könnte auch als blaues Wasser mit besonderen qualitativen Eigenschaften bezeichnet werden.

---

## 7.4 Ausgangspunkt der methodischen Überlegungen

Der Ansatzpunkt für die neue Methode leitet sich aus Überlegungen über die Zusammenhänge zwischen den Wasserarten ab. Da alle Wasserarten über den Wasserkreislauf miteinander in Verbindung stehen, sollte es auch möglich sein, jede Art von Wasserverbrauch im Rahmen einer Methode zu bewerten und das Ausmaß der einzelnen Verwendungen miteinander zu vergleichen. Dafür ist es notwendig, die Übergangspunkte von der einen zur anderen Wasserart herauszuarbeiten und daraus mögliche Umrechnungsfaktoren abzuleiten.

Im Zentrum der neuen Methode steht die Bewertung des Verbrauchs von Wasser im Hinblick auf seine allgemeine und ausreichende Verfügbarkeit für den Menschen. Für die unmittelbare Verwendung und damit für eine direkte Befriedigung menschlicher Bedürfnisse ist vor allem blaues Wasser geeignet. Das schließt aber ebenso den indirekten Nutzen des Wassers für Ökosysteme, Pflanzen, Tiere sowie ästhetische Aspekte oder seinen Erholungsnutzen ein. Des Weiteren können auch nutzungsunabhängige Werte wie Vermächtnis- oder Existenzwerte einen Nutzen für den Menschen darstellen, wobei bei letzterem allein das Wissen um die Existenz des Gutes einen Nutzen stiftet.

Damit ist der hier vorgeschlagene Methodenansatz, wie viele andere in der Ökobilanzierung verwendete Bewertungsmethoden, von einer anthropozentrischen Sichtweise geprägt (vgl. Scheringer & Hofstetter 1997). Bei diesen Konzepten stehen bei der Auswahl der betrachteten Schutzgüter die Bedürfnisse und Lebensbedingungen des Menschen im Mittelpunkt. Der Begriff Schutzgüter entspricht dabei den zuvor genannten Endpunkten bzw. schützenswerten Bereichen (vgl. Kapitel 3.4.2) wie zum Beispiel der menschlichen Gesundheit, Ökosystemen oder Ressourcenvorräten.

Die genannten Bereiche können durch Umwelteinwirkungen beeinträchtigt werden. Die Ökobilanz hat den Zweck, relevante Umwelteinwirkungen auf Schutzgüter zu erfassen und zu bewerten. Die Ökobilanz begründet jedoch nicht, welche Schutzgüter aus welchem Grund zu achten sind. Solche Wertfragen werden vielmehr im gesellschaftlichen Diskurs sowie in der Umweltpolitik ausgehandelt (Hirsch Hadorn 1997). Des Weiteren bedingen sich die Wahl der Schutzgüter und die Abschätzungen von Wirkungen auf diese Bereiche gegenseitig und können laut Hirsch Hadorn (1997) nicht unabhängig voneinander konkretisiert werden.

Trotzdem zielt eine Bewertung aus anthropozentrischer Sicht nicht nur auf die Verwendung oder Ausbeutung der Ressource zum alleinigen Vorteil von Menschen, sondern bezieht die Belange der belebten Umwelt in die Betrachtung ein. Der Mensch steht im Mittelpunkt und schaut auf seine Umwelt und bewertet Veränderungen, die durch sein Handeln hervorgerufen werden und die seine Lebensgrundlagen negativ beeinflussen könnten. Jede Form der Bewertung geht vom Menschen aus und berücksichtigt dafür im engeren oder weiteren Sinn anthropozentrische Werte, um die Bewertung durchführen zu können.

## 7.5 Ziel der Methode

Der im Folgenden präsentierte Methodenvorschlag stellt eine Erweiterung der bestehenden Ökobilanzmethodik dar. Diese Erweiterung ermöglicht es, den Verbrauch verschiedener Wasserressourcen entlang des Lebensweges eines Produktes im Rahmen der Ökobilanz zu erfassen, sowie daraus resultierende Wirkungen zu bewerten. Die Methode soll es ermöglichen, die Wasserverwendung zusammen mit den klassischen Wirkungskategorien (Treibhauspotential, Eutrophierungspotential, Versauerungspotential etc.) in einer Ökobilanz zu ermitteln und für eine ganzheitliche Beurteilung des untersuchten Objekts zu berücksichtigen.

Die Verwendung von Wasser ist nicht nur zur Deckung des direkten Bedarfs von Menschen an Trinkwasser, für Hygienezwecke oder zum Kochen erforderlich, sondern auch für die Produktion von Gütern und vor allem für die Erzeugung von landwirtschaftlichen Produkten notwendig. Die Wasserverwendung ist lebensnotwendig und kann nicht vermieden werden. Es kann lediglich überlegt werden, ob das Ausmaß der Verwendung reduziert werden könnte, sodass keine Übernutzung der Ressource stattfindet, oder ob Wasser effizienter eingesetzt werden könnte. Die Verwendung von Wasser ist jedoch per se nicht schädlich für die Umwelt. Negative Wirkungen ergeben sich erst, wenn die Ansprüche des Menschen an Zustand und Menge des verfügbaren Wassers nicht dauerhaft erfüllt werden können. Auch indirekte negative Wirkungen können entstehen, wenn Ökosysteme geschädigt werden, die für den Menschen einen Wert besitzen. Eine weitere Besonderheit ist die regionale Unterschiedlichkeit von Auswirkungen der Wasserverwendung aufgrund regional verschiedener Ausgangsbedingungen.

Im Gegensatz zu bisher verfügbaren Methodenvorschlägen zur Bewertung soll die Wasserverwendung in Bezug auf seine regionale Bedeutung abgeschätzt werden. Dabei sollen sowohl quantitative als auch qualitative Aspekte der Verwendung von Wasser einbezogen werden. Wie auch sonst bei der Bewertung im Rahmen von Ökobilanzen wird hier davon ausgegangen, dass Wirkungen an den Übergangsstellen zwischen Umwelt und Produktionssystem entstehen.

Sowohl der Verbrauch von blauem als auch von grünem Wasser soll bei der Bewertung berücksichtigt werden. Im Gegensatz zu bestehenden Methoden erfolgt aber keine pauschale Addition der verschiedenen Wasserarten zu einem Gesamtverbrauch. Sie sollten vielmehr differenziert bewertet und miteinander verglichen werden können. Dazu soll der Methodenvorschlag Vorgaben für eine Erfassungsstruktur der unterschiedlichen Verbrauchsströme im Sachbilanzteil enthalten, die eine differenzierte Bewertung im anschließenden Wirkungsbilanzteil ermöglichen. In der Wirkungsbilanz werden dann aber nur die tatsächlich verbrauchten Wassermengen bewertet. Eine Bewertung der Umweltwirkungen in Bezug auf Wirkungsendpunkte ist dabei nicht vorgesehen. Konkrete Wirkungen, wie zum Beispiel die genaue Bezifferung von Schäden durch Wassermangel, werden nicht betrachtet, da die Wirkungen vielseitig sein können und die Wirkungszusammenhänge im Einzelnen nicht bekannt sind (siehe Diskussion Kapitel 7.6).

Ein Schwerpunkt der Methode liegt auf der Bewertung der Wasserverwendung für biologische Produktionsprozesse. Deshalb soll insbesondere der Verbrauch von grünem Wasser in das Bewertungskonzept einbezogen werden. Mit Hilfe desselben Bewertungsschemas sollen sowohl der Wasserverbrauch für biologische als auch für technische Produktionssysteme analysiert

---

werden können. Das ist hilfreich, um die Verwendung erneuerbarer Energieträger aus Biomasse beurteilen zu können. Damit wäre es zum Beispiel möglich, Treibhausgas-Einsparungen und Kohlenstoffspeicherung einem gesteigerten Wasserbedarf durch den Anbau von Biomasse gegenüberzustellen.

Mit Hilfe der Methodenerweiterung soll es dem Anwender zukünftig möglich sein, festzustellen, für welche der verglichenen Produkte, der Wasserverbrauch im regionalen Kontext angemessen ist und welche Produkte die umliegenden Wasserressourcen qualitativ am wenigsten beeinträchtigen.

Die folgenden Fragen sollen mit Hilfe der Methode im Rahmen einer LCA beantwortet werden können:

Im Hinblick auf die Wassermenge:

- Welche Art von Wasser und welche Menge Wasser wird verbraucht?
- Wie viel steht zur Verfügung (herrscht Knappheit und wie wird diese definiert)?
- Wie wird die Entnahme der verbrauchten Menge im Kontext der regionalen Knappheit eingeschätzt?
- Welche Indikatoren müssen für die Bewertung ausgewählt werden, welche sind verfügbar?

Im Hinblick auf Wasserqualität:

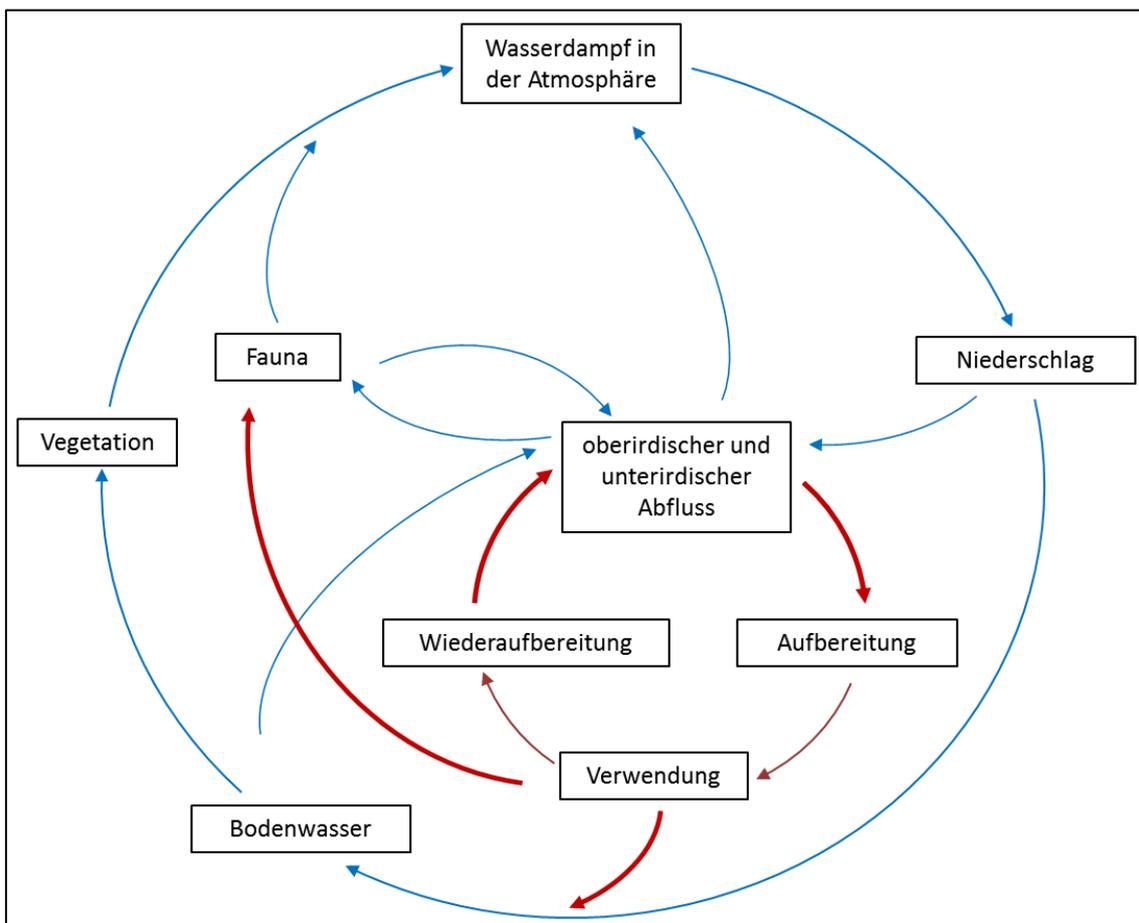
- Wie wird die Qualität durch einen Prozess verändert?
- Wie ist die qualitative Veränderung im Vergleich zu einem bestimmten annehmbaren Level einzuordnen

## 7.6 Betrachtete Wirkungszusammenhänge

Wie bereits in der Zielstellung formuliert, soll es die Methodenerweiterung ermöglichen, verschiedene Arten der Wasserverwendung miteinander zu vergleichen und damit im Rahmen der Ökobilanz Produkte auch im Hinblick auf ihren Wasserverbrauch bewerten zu können.

Natürlicherweise befindet sich Wasser in einem Kreislauf. Wasser verdunstet, fällt als Niederschlag zur Erde, fließt ab und verdunstet wieder. Oder es wird von Pflanzen aus dem Boden entnommen, verwendet und verdunstet (Vgl. Abbildung 2-1). Die Wasserverwendung an sich ruft keine Wirkungen hervor. Im natürlichen Kreislauf wird ständig Wasser aus verschiedenen Reservoirs entnommen, in einem System verwendet und in mehr oder weniger veränderter Form wieder abgegeben. Im Grunde genommen ist es nicht notwendig, die Wasserverwendung innerhalb dieses Kreislaufs zu bewerten. Allerdings greift der Mensch in dieses System ein und bringt es unter Umständen aus dem Gleichgewicht. Wie bereits in Kapitel 2.2 dargestellt, lässt sich zwischen dem natürlichen und dem anthropogen beeinflussten Wasserkreislauf unterscheiden (vgl. auch Abbildung 7-3). Der Mensch entnimmt Wasser aus verschiedenen Reservoirs und verwendet es für seine Zwecke. Am Ende wird das Wasser in den natürlichen Kreislauf zurück-

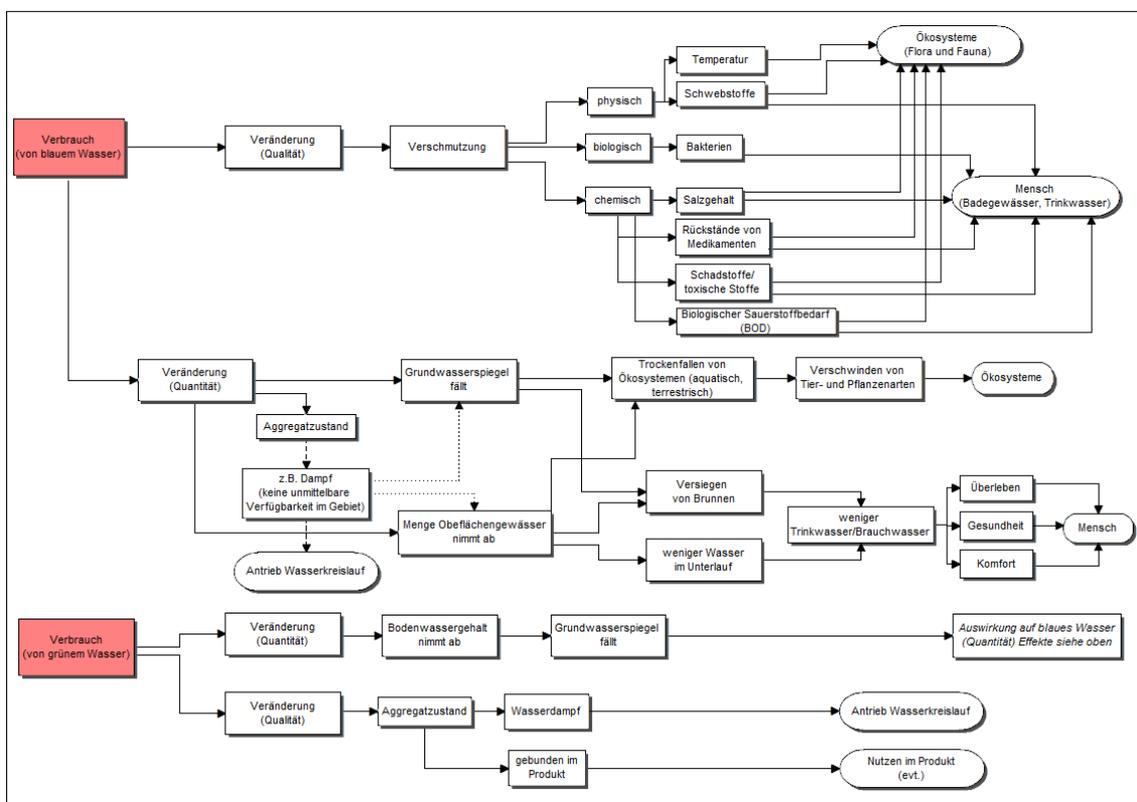
gegeben. Wird zu viel Wasser aus einem Reservoir entnommen, ohne dass sich das Reservoir mit der gleichen Rate wieder befüllt, verringert sich langfristig die für die menschliche Verwendung oder für umliegende Ökosysteme zur Verfügung stehende Menge Wasser. Außerdem kann es durch die menschliche, industrielle Verwendung zu starken qualitativen Veränderungen von Wasser kommen, die ihrerseits ebenfalls Einfluss auf umliegende Ökosysteme oder die nachfolgende menschliche Verwendung haben können.



**Abbildung 7-3: Übergangsstellen (fett rot) zwischen natürlichem und anthropogenem Wasserkreislauf**

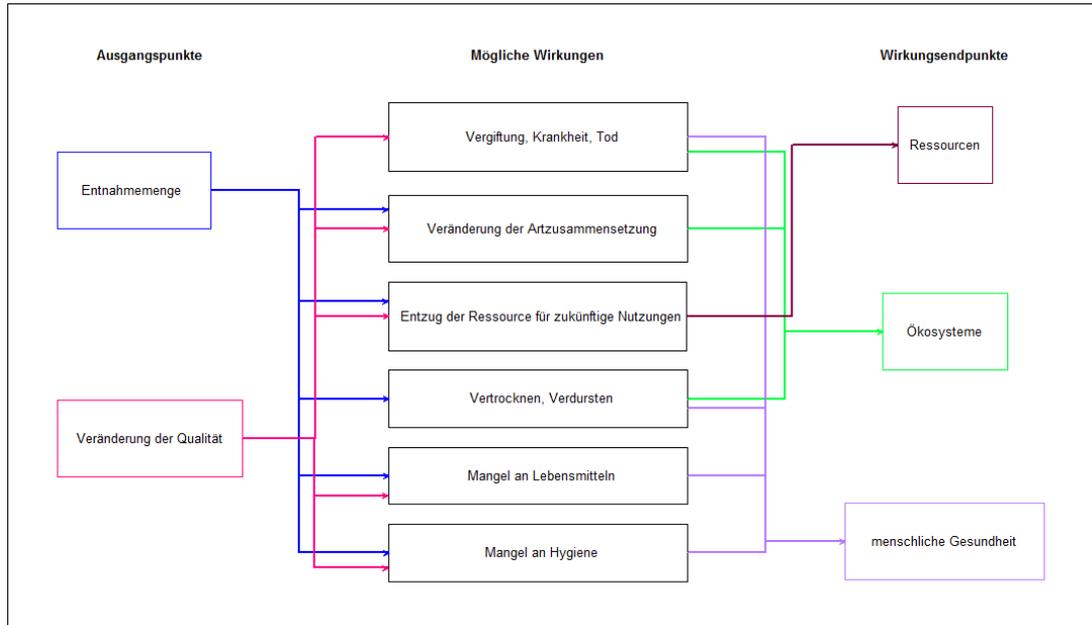
Die Übergangsstellen zwischen anthropogenem und natürlichem Wasserkreislauf sind die Stellen, an denen potentiell Umweltwirkungen bzw. Schäden auftreten können (Abbildung 7-3). Dort grenzen bei der Wasserverwendung für anthropogen hergestellte Güter Produktionssystem und Systemumgebung aneinander. Die Systemumgebung setzt sich aus der Ökosphäre und der übrigen Technosphäre zusammen (Klöpffer 2009). An dieser Stelle werden Elementar- und Produktflüsse zwischen dem Produktsystem und der Umgebung ausgetauscht. Alle Auswirkungen auf die Ökosphäre, die sich durch diese Interaktion ergeben, werden durch eine Ökobilanz erfasst und bewertet. Bei der Untersuchung land- bzw. forstwirtschaftlicher Produkte fällt es schwer, das Produktionssystem vollständig von der Systemumgebung abzugrenzen, denn in diesen Fällen ist die Ökosphäre Teil des Produktionssystems. Erst, wenn der natürliche Wasser-

kreislauf beeinflusst wird, kommt es zu Situationen, die im Rahmen einer Ökobilanz bewertet werden können. Wasserverwendung durch Pflanzen und Tiere in natürlichen, anthropogen unbeeinflussten Ökosystemen läuft automatisch innerhalb des natürlichen Wasserkreislaufs ab. Diese Systeme regulieren sich selbst; Tiere und Pflanzen sind dem jeweiligen Wasserangebot angepasst. Diese Systeme werden innerhalb der Bewertungsmethode nicht erfasst. Daher sind der anthropogene Wasserkreislauf und seine Schnittstellen zum natürlichen Wasserkreislauf Gegenstand des hier vorgestellten Bewertungsansatzes. Im Rahmen der Bewertung werden die Auswirkungen der anthropogenen Wasserverwendung auf die Wasserqualität im natürlichen Wasserkreislauf betrachtet, sowie die Rahmenbedingungen des natürlichen Wasserkreislaufs auf die Wasserverfügbarkeit im anthropogenen Kreislauf.



**Abbildung 7-4** Darstellung der komplexen Wirkungszusammenhänge, die aus dem Verbrauch von blauem und grünem Wasser entstehen können

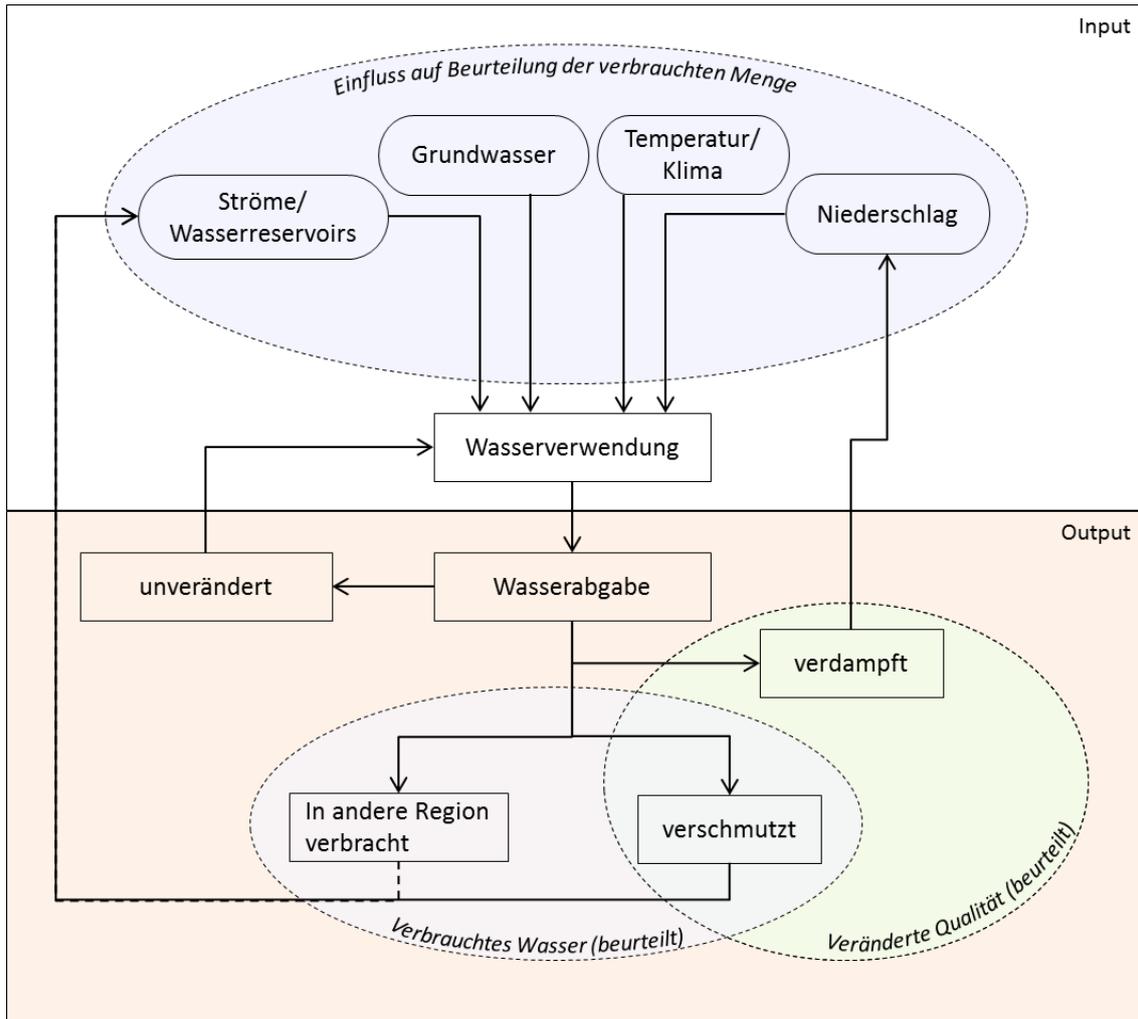
Die Wirkungspfade der Wasserverwendung sind vielfältig und richten sich auf verschiedene Wirkungsendpunkte (Vgl. Abbildung 7-4). Sie sind komplex und betreffen in manchen Fällen das ganze Wassereinzugsgebiet mit all seinen Elementen wie Ökosystemen, Menschen und Ressourcen, sodass nur schwer monokausale Wirkungszusammenhänge bestimmt werden können. Deshalb werden in der hier vorgeschlagenen Methodenerweiterung die jeweiligen Ausgangspunkte für die verschiedenen Endwirkungen, wie in Abbildung 7-5 dargestellt, betrachtet. Zum einen wird die Wasserentnahme und zum anderen die qualitative Veränderung des verwendeten Wassers betrachtet. Bewertet wird dabei nur Wasser, das auch „verbraucht“ wird.



**Abbildung 7-5: Systematische Darstellung der Ausgangspunkte und Wirkungspfade sowie der Wirkungsendpunkte der anthropogenen Wasserverwendung**

Wasser kann aus der rein quantitativen Perspektive verbraucht werden. Das geschieht, wenn aus einer Ressource dauerhaft mehr Wasser entnommen wird, als diese sich im gleichen Zeitraum erneuern kann. Wasser kann aber auch im Sinne einer qualitativen Veränderung verbraucht werden. Die Veränderung der Ausgangsqualität des Wassers durch Nutzer 1 schränkt die nachfolgende Verwendung durch Nutzer 2 ein auch wenn die gesamte Menge des verwendeten Wassers wieder abgegeben wird.

Die Beurteilung der Wasserverwendung richtet sich auf Sachbilanzergebnisse im Input und die Beurteilung von Qualitätsveränderungen auf Sachbilanzergebnisse im Output einer Ökobilanz. Entnahme und Abgabe des Wassers sind eng miteinander verbunden und bestimmen den Verbrauch von Wasser. Entscheidend dabei ist, wieviel Wasser unverändert entlassen wird und wieviel Wasser durch die Verwendung qualitativ verändert wird. In der Abbildung 7-6 sind die Zusammenhänge zwischen Input, Output und den jeweiligen Einflussgrößen dargestellt. Teilweise überlagern sich dabei auch die betroffenen Wirkungsbereiche.



**Abbildung 7-6:** Darstellung der Zugehörigkeit der einzelnen Schritte und Einflussfaktoren der Wasserverwendung zu den Ökobilanzsphären. Kreise verweisen auf Bestandteile der Wirkungsbilanz.

Um das Ausmaß einer Wasserverwendung zu beurteilen, enthält der Indikatorwert Informationen über die regionale Wasserknappheit und eine Einschätzung des Ausmaßes der qualitativen Veränderungen. Der Wasserverbrauch als Teilgröße der Wasserverwendung wird im Kontext der regionalen Wasserverfügbarkeit und auf Grundlage der verbrauchsbedingten Qualitätsveränderungen eingeschätzt. Die Methode stellt also die jeweilige Wasserverwendung für das betrachtete Produkt in Bezug zu verschiedenen Kriterien, die eine Einschätzung über das Ausmaß der jeweiligen Entnahme ermöglichen.

## 7.7 Wirkungskategorie und Wirkungsindikator

Wie bereits im vorangegangenen Kapitel (7.6) erläutert, sind die Wirkungspfade der Wasserverwendung sehr komplex und betreffen teilweise mehrere Endpunkte (siehe Abbildung 7-4). Anders als bei den „klassischen“ Wirkungskategorien (GWP, AP, usw.) bedeutet ein mehr an

Verbrauch nicht unbedingt einen höheren Wirkungsindikatorwert und damit automatisch eine größere Wirkung. Die Einschätzung der Bedeutung drückt sich stattdessen im Verhältnis zu einem bestimmten „Normwert“ aus. Daher werden, mit Hilfe der hier vorgestellten Methoden-erweiterung, die Ausgangspunkte der Wirkungen betrachtet und bewertet.

Als solches ist die Wirkungsbewertung keine Endpoint-Bewertung, sondern eine Midpoint-Bewertung. Damit reiht sich die Bewertungsmethode mit der dazugehörigen Wirkungskategorie in derzeit häufig verwendete Midpoint-Wirkungskategorien -wie z.B. Versauerungspotential oder Treibhausgaspotential- ein. Der berechnete Indikatorwert gibt keine Auskunft über Wirkungen der Wasserverwendung auf bestimmte Schutzgüter, wie z.B. den Menschen oder Ökosysteme und damit auch nicht über dessen Wirkungsstärke. Stattdessen wird ein Indikatorwert berechnet, mit dessen Hilfe zwei Produkte miteinander verglichen werden können. Zukünftig könnte der, mit Hilfe der vorgestellten Methode, ermittelte Midpoint-Indikator auch für die Berechnung von verschiedenen Endpoint-Wirkungen eingesetzt werden.

Der hier vorgestellte Methodenvorschlag ermöglicht die Ermittlung eines Indikatorwertes für die neue Wirkungskategorie „Wasserverwendung“. Der Wirkungsindikatorwert besteht dabei aus einer quantitativen und einer qualitativen Komponente. Für die Bewertung werden der tatsächliche Wasserverbrauch, die regionale Verfügbarkeit von Wasser sowie die qualitative Veränderung des entnommenen Wassers berücksichtigt. Dazu werden die folgenden Indikatoren benutzt:

- Klima (Temperatur, Niederschlag, Evapotranspiration)
- Boden
- sonstiger Wasserbedarf in der Region
- verschiedene Wasserqualitätsparameter

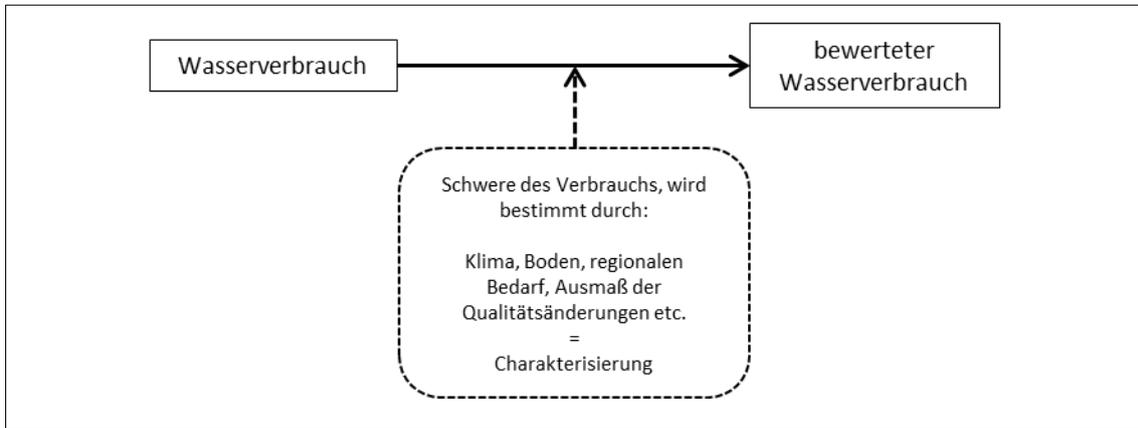
Die bewertete verbrauchte Wassermenge wird im zusammengeführten Wirkungsindikatorwert in der Einheit „Blauwasser-Äquivalente [ble]“ ausgedrückt.

## 7.8 Grundlagen für die Charakterisierung

In diesem Abschnitt werden kurz die Grundlagen des Charakterisierungsmodells, auf dem die hier vorgeschlagene Bewertung basiert, beschrieben. Die konkrete Begründung und Herleitung der einzelnen Charakterisierungsfaktoren wird im Kapitel 8.4 vorgenommen. Laut EN ISO 14044 ermöglichen Charakterisierungsfaktoren die Umrechnung der zugeordneten Sachbilanzergebnisse in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators und werden aus einem Charakterisierungsmodell abgeleitet. Das Charakterisierungsmodell spiegelt die Beziehung zwischen den Sachbilanzergebnissen und den Wirkungsindikatoren wider. Im Idealfall erklärt das Charakterisierungsmodell den Zusammenhang zwischen Ursache und Wirkungsendpunkt.

Durch die hier vorgeschlagene Methode wird der verbrauchte Anteil der Wasserentnahme im Hinblick auf die Schwere des Verbrauchs bewertet. Die Methode bietet einen Rahmen, der es

ermöglicht, geeignete regionale Faktoren zu ermitteln, mit deren Hilfe die Wasserverwendung charakterisiert werden kann. Diese Faktoren entsprechen dem Typus der Normalisierungsfaktoren. Sie setzen die verbrauchte Wassermenge ins Verhältnis zu den regionalen Bedingungen im Hinblick auf die Wasserverfügbarkeit und qualitative Grenzwerte (vgl. Abbildung 7-7).



**Abbildung 7-7** Schematische Abbildung der Charakterisierung im Wirkungsbilanzschritt

Das hier verwendete Charakterisierungsmodell stellt die Verbindung zwischen verschiedenen Arten des Wasserverbrauchs her und überführt die verbrauchten Mengen in ein gemeinsames Äquivalent. Dem Charakterisierungsmodell liegt die Erkenntnis zugrunde, dass die verschiedenen Wasserarten innerhalb des Wasserkreislaufs miteinander verbunden sind (siehe Abbildung 2-2 und Abbildung 7-1). So werden mit Hilfe von Umrechnungsfaktoren die jeweiligen Verbrauchsmengen verschiedener Wasserarten zunächst umgerechnet, wodurch eine gemeinsame Bewertung ermöglicht wird. Im folgenden Kapitel (8) wird das konkrete Vorgehen von Umrechnung und Bewertung für die einzelnen Wasserarten beschrieben. Sehr stark vereinfacht könnte der Bewertungsmechanismus zunächst mit folgender Formel beschrieben werden:

$$X = (A \cdot u) + (B \cdot s) + (C \cdot t) + \dots$$

$X$  Wirkungsindikatorwert (in „Blauwasser-Äquivalent“)

$A; B; C; \dots$  Sachbilanzflüsse (Wasserverbrauch)

$u; s; t; \dots$  Charakterisierungsfaktoren mit unterschiedlicher Berechnung (z.B.  $u = f(a, b)$ )

## 8 Beschreibung der Methodenerweiterung

### 8.1 Struktur der Methode – generelles Vorgehen

Die Methodenerweiterung, die in dieser Arbeit beschrieben wird, ermöglicht es dem Anwender, die Wasserverwendung für ein Produkt, eine Dienstleistung oder einen Prozess im Rahmen einer Ökobilanz zunächst strukturiert zu erfassen (Sachbilanz) und anschließend die tatsächlich verbrauchte Menge zu bewerten (Wirkungsbilanz). Damit kann sowohl die Verwendung verschiedener Wasserarten als auch die unterschiedliche Art ihrer Verwendung verglichen werden.

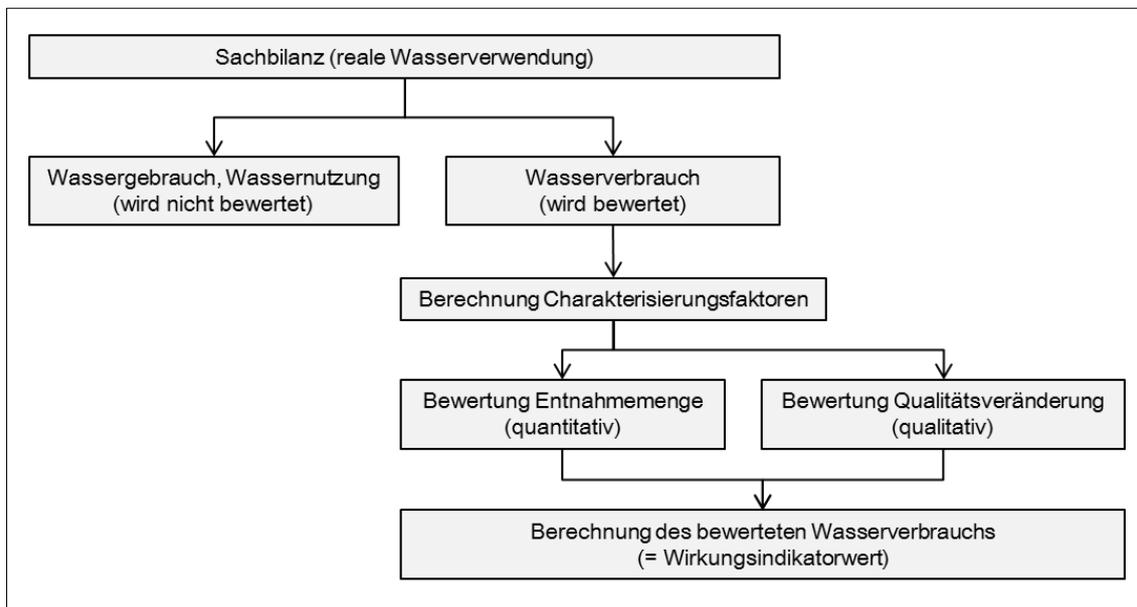
Dabei setzt sich der Nutzer Schritt für Schritt passende Charakterisierungsfaktoren für die Bewertung seiner Wasserverwendung zusammen. Durch das strukturierte Vorgehen und die individuelle Kombination verschiedener Bewertungsindikatoren erhält das Bewertungsverfahren einen einheitlichen Rahmen, auch wenn sehr unterschiedliche Formen der Wasserverwendung untersucht werden. Der Methode liegt ein mehrstufiges System zugrunde, das dem üblichen Ablauf einer Ökobilanzierung folgt. Es ist eine Kombination aus der Erfassung der tatsächlich verwendeten Menge der einzelnen Wasserarten in der Sachbilanz, der Ermittlung des davon verbrauchten Wassers, der Ermittlung der jeweiligen Bewertungsindizes sowie der anschließenden Einschätzung der Bedeutung des Wasserverbrauchs in der Wirkungsbilanz.

Am Anfang erfasst der Nutzer in der Sachbilanz die Mengen der verwendeten bzw. abgegebenen Wasserarten in Tabellenform. Außerdem werden Informationen über Ort, Art und Zweck des verwendeten Wassers aufgenommen. Anschließend wird der Nettoverbrauch jeder einzelnen Wasserart ermittelt. Dafür werden die Wassermengen, die den Prozess verlassen von den in den Prozess eingegangenen Mengen abgezogen. Dabei können jedoch nur Output-Flüsse gegengerechnet werden, die die gleiche Qualität wie die Input-Flüsse besitzen. In der Qualität abweichende Outputs gelten als verbraucht.

Aus diesem Grund ist es wichtig, dass im Sachbilanzschritt der Ökobilanz auch verschiedene Qualitätsparameter des verwendeten sowie des entlassenen Wassers erfasst werden. Auch verdampftes Wasser gilt im Sinne der hier angewendeten Definition als verbraucht, da es nicht unmittelbar nach der Verwendung für die gleiche Art der Verwendung zur Verfügung stehen. Das gilt sowohl für blaues als auch für grünes Wasser. Ebenfalls als verbraucht gelten Entnahmen, die im Produkt verbleiben und mit diesem in andere Regionen verbracht werden. Nur das tatsächlich verbrauchte Wasser wird anschließend im nächsten Schritt bewertet. Das genaue Vorgehen wird in Abschnitt 8.3.2 erläutert.

Bei der Bewertung wird zwischen zwei Bereichen unterschieden. Zum einen wird die verbrauchte Menge Wasser im regionalen Kontext beurteilt und zum anderen die Veränderung der Wasserqualität durch den Verbrauch. Die Bewertung der verbrauchten Menge richtet sich nach der jeweiligen Wasserart, den lokalen klimatischen Bedingungen sowie nach weiteren Faktoren, die die Wasserverfügbarkeit im Gebiet beeinflussen. Für die Beurteilung der Qualitätsveränderungen werden die Ausgangs- und die Entlassungsqualität des verbrauchten Wassers betrachtet und dem entsprechenden Grenzwert gegenübergestellt. Abbildung 8-1 gibt zunächst einen

Überblick über den grundsätzlichen Ablauf der Erfassung und Bewertung mit Hilfe der vorgeschlagenen Methode.



**Abbildung 8-1: Hauptelemente der Erfassung und Bewertung der Wasserverwendung durch die neue Methode**

Die Methode ist hauptsächlich für die Bewertung von Produkten im Rahmen von Ökobilanzen konzipiert. Für die Bewertung von Regionen, Staaten oder ähnlichen geografischen Einheiten müsste die Methode evtl. entsprechend angepasst werden. Das konkrete Vorgehen bei der Berechnung der Charakterisierungsfaktoren im Rahmen der Wirkungsbilanzierung wird im Kapitel (8.4) besprochen.

Im Verlauf der Methodenbeschreibung werden die folgenden Begriffe im Sinne der anschließenden Definitionen verwendet:

#### Index:

Von einem Index wird immer dann gesprochen, wenn der Wert auf einer Berechnung beruht, wenn zum Beispiel ein Verhältnis zu einem Standardwert berechnet wird. Indices werden mit *Idx* bezeichnet.

#### Faktor:

Der Begriff Faktor wird im Sinne von „Bewertungsfaktor“ benutzt und mit *f* bezeichnet. Faktoren werden aus den Indices abgeleitet und dienen der Bewertung der verbrauchten Menge im Sinne des jeweiligen Index.

Indikatoren:

Indikatoren sind Einzelwerte, die einen bestimmten Zustand näher beschreiben, wie z.B. bei Qualitätsindikatoren bestimmte Wasserinhaltsstoffe die Wasserqualität näher bestimmen. Indikatoren sollten nicht mit dem Wirkungsindikator nach Ökobilanzlogik verwechselt werden.

Wirkungsindikator:

Der Begriff Wirkungsindikator wird im Rahmen der Arbeit im Sinne der Ökobilanz-Terminologie verwendet. Er bezeichnet die quantifizierbare Darstellung einer Wirkungskategorie. Hier stellt der Wirkungsindikator das Endergebnis der Berechnungen dar und enthält eine Aussage über die Bedeutung der jeweils untersuchten Wasserverwendung. Er soll hier mit  $Ind_{WU}$  bezeichnet werden.

## 8.2 Räumlicher und zeitlicher Bewertungsrahmen

Die Systemgrenzen, die vor Beginn der Bewertung festgelegt werden sollten, trennen das zu untersuchende Produktsystem und dessen Umwelt. Die In- und Outputs an den Grenzen des Produktsystems sollen laut Norm (ISO 14044) in die Umwelt zurückverfolgt werden können. Indem die Daten für die einzelnen Prozessmodule zusammengetragen werden, ergeben sich in einem iterativen Prozess die Systemgrenzen. Die räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen ergeben sich aus der Festlegung der betrachteten Prozessmodule. Bei grenzüberschreitenden Produktionsprozessen müssen demnach verschiedene Regionen bei der Bilanzierung berücksichtigt werden. Die räumlichen Systemgrenzen können ebenfalls im Verlauf der Untersuchung iterativ an die Datenverfügbarkeit angepasst werden. Eventuelle Auslassungen sollten begründet werden (DIN EN ISO 2006a).

Die Betrachtung der Wasserverhältnisse geht zunächst vom Ort der Wasserentnahme bzw. -abgabe aus und sollte auf die Grenzen des jeweiligen Wassereinzugs- bzw. Teileinzugsgebietes erweitert werden. Fehlen Daten auf dieser Betrachtungsebene, sollte versucht werden, für die nächstgrößere hydrogeografische Einheit Daten zu erheben. Sind auch für diese Ebene keine Daten verfügbar, können die Charakterisierungsfaktoren auch auf Bundeslandebene oder ggf. auf Ebene des Nationalstaates berechnet werden.

Aufgrund der zumeist kleinräumigen Auswirkungen, wäre für die Beurteilung der Wasserverwendung eine regionale Abgrenzung und die Verwendung regionaler Daten ideal. In den meisten Fällen werden die Daten für eine solche Betrachtung jedoch nicht im ausreichenden Umfang zur Verfügung stehen. Deshalb werden hier die Einzugsgebiete der großen Flüsse als praktikable Betrachtungsebene vorgeschlagen. Im Rahmen dieser Arbeit sowie in der dazugehörigen Fallstudie werden die Flussgebiete nach Definition des Hydrologischen Atlas von Deutschland (HAD, Tafel 6.7) verwendet (BMU 2003). Es ist jedoch jeder Zeit möglich, die vorgeschlagene Methode bei ausreichender Datenverfügbarkeit auch auf kleinere bzw. größere Einheiten anzuwenden.



**Abbildung 8-2** Deutsche Flussgebiete von Tafel 3.2 des Hydrologischen Atlas Deutschland (BMU 2003).

Die großräumigen Flussgebietseinheiten mit den zugehörigen Flüssen und den zuständigen Behörden wurden im Zuge der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) von Bund und Ländern festgelegt (BMU 2004). Abbildung 8-3 zeigt die Flussgebietseinheiten in Deutschland, die für die Umsetzung der WRRL definiert wurden. Auch diese Einheiten könnten für die Beurteilung der Wasserverwendung herangezogen werden.



**Abbildung 8-3 Flussgebietseinheiten in Deutschland, die für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie definiert wurden (Statistisches Bundesamt 2013)**

Im Hydrologischen Atlas von Deutschland (HAD) sind die großen Flussgebiete in Deutschland anders gliedert als die Flussgebietseinheiten nach der WRRL. Da im Rahmen dieser Arbeit Daten mit Bezug auf beide Quellen verwendet werden sollen, wird in Tabelle 8-1 eine gegenseitige Zuordnung der beiden Systeme vorgenommen.

**Tabelle 8-1 Zuordnung der Flussgebiete aus dem Hydrologischen Atlas (HAD) zu den Teileinzugsgebieten der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)**

<b>Flussgebiete HAD</b>	<b>Teileinzugsgebiete der WRRL</b>
Ems	Obere Ems Ems/Nordradde Hase Leda-Jümme
Nordsee	Eider Untere Ems Ems-Ästuar
Weser	Werra Fulda/Diemel Weser Aller Leine
Elbe	Obere Moldau Berounka Eger und Untere Elbe Mulde-Elbe-Schwarze Elster Saale Mittellelbe-Elde Havel Tide-Elbe
Ostsee	Schlei/Trave Warnow/Peene
Oder	Mittlere Oder Lausitzer Neiße Stettiner Haff Untere Oder
Donau	Donau
Rhein	Alpenrhein/Bodensee Hochrhein Oberrhein Neckar Main Mosel/Saar Mittelrhein Niederrhein
Ijssel	Deltarhein
Maas	Maas

Schwieriger festzulegen ist die zeitliche Systemgrenze. Sie lässt sich in zwei Bereiche unterteilen. Einmal die Lebensdauer des Produktes an sich, die vollständig in die Betrachtungen einbezogen werden sollte und zum anderen der Zeithorizont der Wirkungen.

Lebensdauern richten sich gleichermaßen nach dem betrachteten Produkt und den einbezogenen Prozessmodulen, sind aber häufig schwer exakt zu ermitteln. Die Festlegung von Zeithorizonten ist für die Wirkungsbetrachtung von Bedeutung. Manche Stoffe erzeugen Wirkungen, die die Umwelt lange Zeit beeinflussen wie z.B. radioaktive oder schwerabbaubare Stoffe. Konkrete Auswirkungen, die aufgrund der Persistenz bestimmter Stoffe in der Umwelt hervorgerufen werden, werden aufgrund der Komplexität ihrer Wirkungszusammenhänge und Wirkungsbereiche hier zunächst nicht direkt im Rahmen der Methode betrachtet. Soweit jedoch Grenzwerte der jeweiligen Stoffe bekannt sind, geht deren Gefährdungseinstufung indirekt in die Bewertung ein (genauere Erläuterungen folgen im Kapitel 8.4.4).

Betrachtungszeitraum und Zeithorizont sollten zu Beginn der Untersuchung festgelegt bzw. im Verlauf der Arbeit angepasst werden. Als zeitlicher Bewertungsrahmen für die Berechnung der verschiedenen Charakterisierungsfaktoren für die mengenmäßige Beurteilung wird ein Kalenderjahr vorgeschlagen. Bei langfristigen Produktionsprozessen, wie z.B. der Holzproduktion im Wald, wird in der Regel auf langjährige Mittelwerte zurückgegriffen werden müssen, da lückenlose Daten über den gesamten Produktionszeitraum nur selten zur Verfügung stehen.

Werden statistische Daten für die Berechnung der Charakterisierungsfaktoren verwendet, wird ein retrospektiver Zustand der Wasserverfügbarkeit abgebildet. Die Faktoren können jedoch mit Hilfe neuerer Daten aktualisiert werden oder auch mit Hilfe von Projektionen an zukünftige Klimaentwicklungen angepasst werden. Da die Methode jedoch für eine Anwendung zur Bewertung der aktuellen Wasserentnahme konzipiert ist, ist es lediglich notwendig, die aktuelle Situation möglichst genau abzubilden. Zukünftige Entwicklungen der Wasserverfügbarkeit wären für eine weiterführende Untersuchung interessant, wenn die längerfristigen Auswirkungen der aktuellen, in der Zukunft kontinuierlich fortgesetzten Produktion untersucht werden sollen.

### 8.3 Aufbau Sachbilanz

Die Sachbilanz dient der Sammlung aller relevanten Daten im Zusammenhang mit dem zu untersuchenden Wasserverbrauch. Vor allem die tatsächlichen Mengen der verwendeten Wasserressource, die in das System eingehen und es verlassen, sollten erfasst werden. Dabei sollte bei der Art der entnommenen bzw. abgegebenen Wasserressource zwischen blauem, grünem, weißem und grauem Wasser unterschieden werden. Eine weitere Differenzierung des blauen Wassers in Niederschlag, Grund- und Oberflächenwasser ist möglich. Der daraus ermittelte Nettoverbrauch ist das zentrale Element der Untersuchung, der in einem zweiten Schritt bewertet werden soll. Alle erfassten Mengen auf der Entnahme- (Input) bzw. der Abgabeseite (Output) werden auf die funktionale Einheit bezogen, die in der Systemabgrenzung der Studie festgelegt wurde.

---

Für die Berechnung der Indikatorwerte werden weitere Informationen benötigt, die im Rahmen der Sachbilanz zusammengetragen werden. Das sind z.B. Informationen zum Ort der Wasserentnahme sowie zum Ort der Wasserentlassung. Sie haben Einfluss auf die Bestimmung des Knappheitsfaktors und fließen dadurch später in die quantitative Bewertung der Wasserverwendung ein. Dabei wird gleichzeitig die Betrachtungsebene festgelegt. Zur Auswahl stehen dabei:

- länderübergreifendes Wassereinzugsgebiet
- Land
- Nationales Flusseinzugsgebiet
- Kleinräumiges Wassereinzugsgebiet
- Landkreis
- Stadt/Großraum
- Bestimmte Fläche/Waldgebiet

Der Ort der Wasserverwendung dient der Ermittlung der allgemeinen Feuchtebedingungen im betrachteten Gebiet und damit der Ermittlung des Trockenheitsindikators. Dafür werden durchschnittliche Niederschlags- und Evapotranspirationswerte benötigt.

Außerdem sollten in diesem ersten Schritt der Ökobilanz die Anforderungen an die Qualität des verwendeten Wassers aufgenommen werden, die aus dem jeweiligen Zweck der betrachteten Wasserverwendung resultieren. Nur für Wasser, das sich durch den betrachteten Prozess in seiner Qualität verändert, wird der Qualitätsindikator berechnet.

### 8.3.1 Datenerfassung

Am Anfang der Analyse steht die Sachbilanz, in welche Informationen über Ort, Art und Zweck des zu bewertenden Wasserverbrauchs aufgenommen werden sollten.

#### 1. Sammlung der Informationen in den vorgeschlagenen Tabellen (vgl. Tabelle 8-2):

##### 1.1. Wasserart

1.1.1. Erfassen aller Wasserströme, die in das System eingehen und die das System verlassen gemäß der Erfassungsmatrix in Tabelle 8-2. Wichtig dabei sind:

- Input blaues Wasser
- Input grünes Wasser
- Input graues Wasser
- Output verschmutztes/graues Wasser
- Output weißes Wasser
- Output divers falls vorhanden (in Produkten o. blaues, grünes Wasser etc.)

- 1.2. Wasserherkunft: Oberflächen- oder Grundwasser
- 1.3. Erfassung Wassermenge, die in den Prozess eingeht
- 1.4. Erfassung Wassermenge, die den Prozess unverändert verlässt
- 1.5. Erfassung Wassermenge, die den Prozess verändert verlässt
  - Abgleich von In- und Output und ggf. Subtraktion zwischen Strömen der gleichen Wasserart
  - Subtraktion nur, wenn Wasser nur genutzt oder gebraucht wird (unveränderte Entlassung gemäß Definition in Kapitel 2.3.2)
- 1.6. Im Produkt enthaltenes Wasser mit einem produktinhärenten Nutzen (z.B. Getränke, Reinigungsmittel, technische Flüssigkeiten, Kosmetik) zählt nicht als verbraucht
- 1.7. Zustand und Qualität des verwendeten Wassers
- 1.8. Zustand und Qualität des abgegebenen Wassers (Verschmutzung, Aggregatzustand etc.)
2. Erfassung zusätzlicher Informationen:
  - 2.1. Skala der Bewertung (Land, Wassereinzugsgebiet etc.)
  - 2.2. Ort des Verbrauchs (Region/Flussgebiet)
    - mindestens der Nationalstaat
    - vorzugsweise das großräumige Flusseinzugsgebiet
    - idealerweise der Landkreis
  - 2.3. Grund der Wasserverwendung (Verwendungszweck/wirtschaftlicher Sektor)
  - 2.4. Daten über die klimatischen Verhältnisse in der Umgebung
    - Niederschlag (monatlich)
    - durchschnittliche Evapotranspiration (berechnen der monatlichen Anteile anhand der Vorgabe im HAD Blatt 2.12 B)
    - durchschnittliche Feldkapazität
    - mittlerer jährlicher Abfluss ( $m^3/a$ )
  - 2.5. Informationen über die übliche Wasserverwendung im Gebiet
    - Wassergewinnung in  $m^3/a$  (aus lokalen Quellen)
    - Wasserentnahme (Haushalte, Landwirtschaft und Industrie)

**Tabelle 8-2 Sachbilanz-Erfassungsbogen für Stoffströme und Parameter der Wasserverwendung**

	Input		Einheit	Menge/FE <sup>1</sup>	Anmerkung
	Entnahme aus der Umwelt				
a		Oberflächenwasser (blau)			
b		Grundwasser (blau)			
c		Regenwasser (blau)			
d		Meerwasser (blau)			
e		Bodenwasser (grün)			
	Übernahme von anderen Wirtschaftseinheiten				
f		öffentliche Versorgung (blau)			
g		Aufbereitetes Abwasser (blau)			
h		Abwasser (grau)			
	<b>Summe Input</b>	<i>(inQ)</i>			
	In den Produktionsprozess				
i	a+b+c+d+f+g	blau ( <i>idQ<sub>bl</sub></i> )			
j	e	grün ( <i>idQ<sub>gn</sub></i> )			
k	h	grau ( <i>idQ<sub>gy</sub></i> )			
l	davon ins Produkt (nachrichtlich)				
	davon in technischen Verdampfungsprozess				
m	$m \subseteq i$	blau ( <i>etQ<sub>bl</sub></i> )			
n	$n \subseteq k$	grau ( <i>etQ<sub>gy</sub></i> )			
	nicht direkt in Produktionsprozesse				
		blau ( <i>iiQ<sub>bl</sub></i> )			
		grün ( <i>iiQ<sub>gn</sub></i> )			
		grau ( <i>iiQ<sub>gy</sub></i> )			
	<b>Input-Qualität</b>	<i>zu erfassende Stoffe und Parameter siehe Tabelle 8-18</i>			

<sup>1</sup> Funktionale Einheit

Fortsetzung Tabelle 8-2 Sachbilanz-Erfassungsbogen für Stoffströme und Parameter der Wasserverwendung

OUTPUT		Einheit	Menge/FE <sup>1</sup>	Anmerkung
Herkunft Output				
	direkt aus Produktsystem			
	indirekt aus Produktionsumfeld bzw. aus interner Vorbehandlung			
davon Abgabe in öffentliche Abwasserentsorgung				
davon Abgabe in die Umwelt <b>unverändert</b>				
davon Abgabe im selben Gebiet ( $reQ_u$ )				
davon	blau ( $reQ_{bl}$ )			
	grün ( $reQ_{gn}$ )			
davon Abgabe in anderem Gebiet ( $reQ_{elsu}$ )				
davon	blau ( $reQ_{elsbl}$ )			
	grün ( $reQ_{elsgn}$ )			
davon Abgabe in die Umwelt <b>verändert</b> ( $reQ_c$ )				
davon Abgabe im selben Gebiet				
davon	grau (veränderte Qualität in Grundwasser, Seen, Flüsse, Meere) <sup>2</sup> ( $reQ_{gy}$ )			
	weiß (verdampft in Atmosphäre) ( $reQ_{wh}$ )			
davon Abgabe in anderem Gebiet ( $reQ_{elsc}$ )				
davon	grau (veränderte Qualität in Grundwasser, Seen, Flüsse, Meere) <sup>2</sup> ( $reQ_{elsgy}$ )			
	weiß (verdampft in Atmosphäre) ( $reQ_{elswh}$ )			
Summe Verbleib <b>im Produkt</b> oder System ( $pQ$ )				
davon <b>mit</b> Nutzen				
o	blau ( $pbQ_{bl}$ )			
p	grün ( $pbQ_{gn}$ )			
q	grau ( $pbQ_{gy}$ )			
davon <b>ohne</b> Nutzen				
r	blau ( $pnbQ_{bl}$ )			
s	grün ( $pnbQ_{gn}$ )			
t	grau ( $pnbQ_{gy}$ )			
<b>Output-Qualität</b>	zu erfassende Parameter siehe Tabelle 8-18			

Die Sachbilanztafel kann allerdings jederzeit an die jeweiligen Besonderheiten des zu untersuchenden Prozesses bzw. der zu untersuchenden Produktion angepasst werden.

<sup>1</sup> Funktionale Einheit

<sup>2</sup> Mengen aller Stoffe (aufgeführt in Tabelle 8-18), deren Konzentration im Output von der im Input abweicht

---

**Tabelle 8-3 Weitere zur Information zu erfassende Größen**

---

**Bewertungsmaßstab**

Land  
Wassereinzugsgebiet  
Landkreis  
Stadt  
Standort

---

**Intensität der Verwendung**

Nutzung *in-stream*  
Nutzung *off-stream*  
Verbrauch  
Aufbrauch

---

**Grund der Verwendung**

Eigenverbrauch  
technische Produktion  
biologische Produktion  
tierische Produktion  
Hygiene  
Dekoration/Landschaftsarchitektur  
Transport  
Lebensmittelproduktion/Getränkeherstellung  
Sport/Freizeit  
Kühlung/Heizung/Energie

---

**Qualitätsanforderungen für Prozess**

*Zu erfassende Parameter siehe Tabelle 8-18*

---

**Geografischer Ort der Verwendung**

Klimazone  
Kontinent  
Land  
Bundesland  
Flussgebietseinheit  
Landkreis

---

### 8.3.2 Ermittlung des Verbrauchs

#### 8.3.2.1 Verbrauch blauen Wassers

Die Formeln (8-1) bis (8-7) enthalten die Berechnungsvorschriften für die Ermittlung des Anteils blauen Wassers, der als verbraucht angesehen wird.

$$C_{bl} = inQ - reQ_u - pbQ \quad (8-1)$$

$$C_{bl} = reQ_c + reQ_{els} + pbnQ$$

die Größen setzen sich wie folgt zusammen:

$$inQ = reQ + pQ \quad (8-2)$$

$$pQ = pbQ + pnbQ \quad (8-3)$$

$$reQ = reQ_u + reQ_c + reQ_{els} \quad (8-4)$$

$$reQ_{els} = reQ_{elsu} + reQ_{elsc} \quad (8-5)$$

$$reQ_c = reQ_{gy} + reQ_{wh} \quad (8-6)$$

$$reQ_{elsc} = reQ_{elsgy} + reQ_{elswh} \quad (8-7)$$

$C_{bl}$	Verbrauch blaues Wasser ( <i>consumption</i> )
$inQ$	Wassermenge Input ( <i>intake</i> )
$pQ$	Wassermenge im Produkt ( <i>product</i> )
$reQ$	abgegebene Wassermenge ( <i>release</i> )
$reQ_u$	im selben Gebiet abgegebene Wassermenge, unverändert ( <i>unchanged</i> )
$reQ_c$	im selben Gebiet abgegebene Wassermenge, verändert ( <i>changed</i> )
$reQ_{els}$	in einem anderen Gebiet abgegebene Wassermenge ( <i>elsewhere</i> )
$reQ_{elsu}$	in einem anderen Gebiet unverändert abgegebene Wassermenge ( <i>elsewhere, unchanged</i> )
$reQ_{elsc}$	in einem anderen Gebiet verändert abgegebene Wassermenge ( <i>elsewhere, changed</i> )
$reQ_{gy}$	als graues Wasser im Gebiet entlassene Wassermenge ( <i>gray</i> )
$reQ_{elsgy}$	als graues Wasser in anderem Gebiet entlassene Wassermenge ( <i>gray</i> )
$reQ_{wh}$	als weißes Wasser im Gebiet abgegebene Wassermenge ( <i>white</i> )
$reQ_{elswh}$	als weißes Wasser in anderen Gebieten abgegebene Wassermenge ( <i>white</i> )
$pbQ$	Wassermenge im Produkt mit Nutzen ( <i>benefit</i> )
$pnbQ$	Wassermenge im Produkt ohne Nutzen ( <i>no benefit</i> )

Von der Menge, die in den Prozess eingeht ( $inQ$ ) werden nur der Anteil des Wassers, der unverändert wieder aus dem Prozess entlassen wird ( $reQ_u$ ) und die Wassermenge, die im Produkt einen Nutzen stiftet ( $pbQ$ ), wieder abgezogen. Daraus ergibt sich der Wasserverbrauch ( $C_{bl}$ ) des Prozesses als Summe aus verändert abgegebenem Wasser ( $reQ_c$ ), der Menge an Wasser, die ggf. erst in einem anderen Gebiet wieder abgegeben wird ( $reQ_{els}$ ) sowie der Menge, die ohne Nutzen im Produkt gebunden bleibt ( $pnbQ$ ). Um die Menge  $reQ_{els}$  angeben zu können, ist eine genaue Kenntnis über die räumlichen Systemgrenzen erforderlich.

Wird Wasser durch den Prozess in seiner Qualität verändert ( $reQ_c$ ), gilt das Wasser als verbraucht. Dabei kann  $reQ_c$  aus unterschiedlichen Anteilen der Wasserarten grau ( $reQ_{gy}$ ) und weiß ( $reQ_{wh}$ ) zusammengesetzt sein. Diese Wassermenge sollte getrennt ausgewiesen werden, da ihre Qualitätsveränderung später in der Wirkungsbilanz bewertet werden soll (siehe Kapitel 8.4.4.4). Im Extremfall wird die gesamte eingesetzte Menge verändert ( $inQ = reQ_c$ ). Auch im Produkt gespeichertes Wasser ( $pQ$ ) gilt zunächst als verbraucht, da es nicht unmittelbar nach seiner Verwendung wieder für die gleiche Anwendung zur Verfügung steht. Wasser im Produkt, das keinen Nutzen stiftet, sondern dort eher die Produkteigenschaften negativ beeinflusst ( $pnbQ$ ), wird in jedem Fall als verbraucht angesehen. Erfüllt das Wasser aber den Hauptnutzen des Produktes (z.B. Getränke, technische Flüssigkeiten, Kosmetik etc.) zählt diese Menge ( $pbQ$ ) nicht zur verbrauchten Menge ( $C_{bl}$ ).

Wie zuvor bereits angedeutet, gilt auch technisch verdampftes blaues Wasser als verändert und wird daher ebenfalls als verbraucht zu  $reQ_c$  gezählt. Da jedoch das verdampfte Wasser ebenso wie von Pflanzen transpiriertes Wasser den Wasserkreislauf antreibt, wird verdampftes blaues Wasser nur teilweise als Verbrauch angerechnet. In Kapitel 8.4.3 wird die Thematik deshalb noch einmal aufgegriffen und das genaue Verfahren zur Anrechnung im Detail beschrieben. Der berechnete Blauwasserverbrauch ( $C_{bl}$ ) wird im folgenden Schritt der Wirkungsbilanzierung als Berechnungsgrundlage für die Bewertung verwendet (siehe Abschnitt 8.4).

### 8.3.2.2 Verbrauch grünen Wassers

Der Wasserverbrauch von Pflanzen wird meist als Kombination verschiedener Elemente beschrieben. Das ist zum einen die Transpiration ( $T$ ) von Wasser über die Stomata der Blätter, aber auch die Interzeptionsverdunstung ( $I$ ) von den Pflanzenoberflächen, die zur Evaporation gezählt wird (Vgl. Abbildung 8-4).

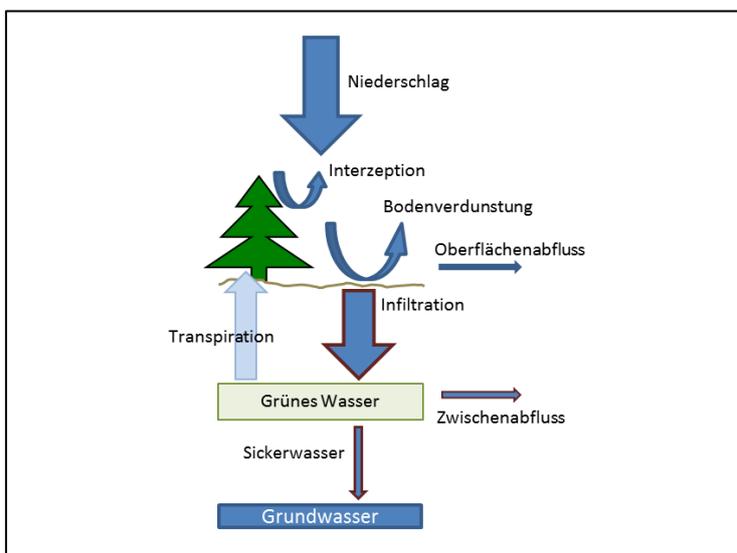


Abbildung 8-4 Relevante Wasserflüsse für den Bodenwasserhaushalt und die Grundwasserneubildung

Pflanzen transpirieren Wasser aus dem grünen Wasservorrat im Boden, der in der Hydrologie als Bodenwasserspeicher bezeichnet wird. Durch hohe Pflanzen, wie Bäume, wird außerdem Regenwasser aufgefangen (Interzeption) und gelangt nicht auf die Bodenoberfläche. Dieses Wasser verdunstet von den Pflanzenoberflächen und kann daher nicht in den Boden infiltrieren und steht deshalb auch nicht für die Grundwasserneubildung zur Verfügung. Datenquellen für die Ermittlung von Transpiration und Interzeption der jeweils betrachteten Landnutzungsform werden im Kapitel 8.4.2.2 vorgestellt.

Nicht nur das von der Pflanze transpirierte Wasser wird „verbraucht“, sondern die Pflanze entnimmt noch mehr Wasser aus dem Boden, das in den Pflanzentrieben, Wurzeln und ihren Früchten gespeichert wird und nicht in die Atmosphäre abgegeben wird. Laut Novák (2005) wird durchschnittlich ein Anteil von 3,6% der insgesamt verdunsteten Wassermenge gespeichert. Für die folgenden Berechnungen soll dieser Prozentsatz mit  $\sigma$  bezeichnet werden. Dieser Wert kann als Faustformel herangezogen werden, falls genauere Informationen über die in der Biomasse gespeicherte Wassermenge nicht vorliegen.

Die Zwischenspeicherung von Wasser in Gewebeteilen wird von vielen Pflanzen als Strategie zur Überbrückung von Trockenzeiten genutzt. Maherali and DeLucia (2001) ermittelten z.B. anhand ihre Fallstudie, dass zwischen 11 und 17% des täglich transpirierten Wassers aus gespeicherten Vorräten kommt. Das meiste Wasser wird dabei im Splintholz eingelagert (Urban et al. 2015). Das heißt, ein Teil dieses eingelagerten Wassers wird zumindest bei höheren Pflanzen, wie Bäumen, später ebenfalls transpiriert. Im Holz und anderen Biomasseprodukten verbleibt jedoch nach der Ernte Wasser, das mit dem Produkt aus dem Gebiet entfernt wird. Die geerntete Holzmenge entspricht jedoch nicht in jedem Fall der gesamten Biomasseproduktion. So wird z.B. viel Wasser in den Blättern gespeichert, das im Winter wieder zurück in den Stamm oder die Wurzeln gelangt. Das Holz von Bäumen enthält im Jahresverlauf unterschiedliche Wassermengen. Im Frühjahr wird viel Wasser aufgenommen und der Stammdruck erhöht, um den Blattaustrieb zu ermöglichen. Im Herbst dagegen wird das Wasser aus den oberirdischen Teilen zurückgezogen, um das Gewebe vor Frostschäden zu schützen. Die Wassermenge, die tatsächlich mit dem Produkt aus dem System entnommen wird ( $pQ$ ), ist nur die im Holz, bzw. in der Biomasse, gespeicherte Menge Wasser und entspricht dem Wassergehalt. Im Sommer geschlagenes Holz besitzt eine viel höhere Holzfeuchte als das im Winter geerntete Holz. Daher sollte die Systembeschreibung auch Angaben zum Erntezeitpunkt und zum Wassergehalt des Holzes (bzw. der Holzfeuchte) enthalten. Es wird daher angenommen, dass  $pQ$  eine Teilmenge der gesamten Wassermenge ist, die während des Lebensweges in der Biomasse gespeichert wird ( $Q_{StB}$ ) und der andere Teil über die Transpiration wieder dem Wasserkreislauf zugeführt wird ( $Q_{StB} - pQ$ ).

Es wird daher empfohlen, den Wasserverbrauch mit Hilfe des durchschnittlichen Anteils (3,6%) abzuschätzen, das im Produkt gespeicherte Wasser jedoch mit Hilfe der Holzfeuchte oder ähnlichen Angaben zu bestimmen. Sind jedoch bessere Daten über den Wassergehalt der jeweils betrachteten Biomasse bekannt, sollten diese Angaben in die Berechnung des grünen Wasserverbrauchs einbezogen werden.

$$\sigma = \frac{3,6}{100} = 0,036 \quad (8-8)$$

$$Q_{StB} = T \cdot \sigma \quad (8-9)$$

$$C_{gn} = T + I + Q_{StB} \quad (8-10)$$

$\sigma$  Default-Speicherfaktor für in der Biomasse zwischengespeichertes Wasser (Novák 2005)

$Q_{StB}$  In der Biomasse zwischengespeicherte Wassermenge (*stored in Biomass*) enthält die Teilmenge  $pQ \subseteq Q_{StB}$ ; wobei  $pQ$  die im Produkt (product) gespeicherte Wassermenge angibt

$T$  Transpiration

$C_{gn}$  Verbrauch (*consumption*) grünes Wasser

$I$  Interzeption

Außerdem wird an dieser Stelle darauf verwiesen, dass bei biologischen Produktionsprozessen je nach Systemabgrenzung auch blaues Wasser als verbraucht angesehen werden muss, das als Sickerwasser aus dem Produktionssystem in das Grundwasser perkoliert. Grenzt man das System wie in Abbildung 8-5 ab, ist die Tiefsickerung ein Output und kann entweder blaues oder graues Wasser sein. Verändert sich die Qualität im Vergleich zum Input (Niederschlag  $P$ ) sollte diese Menge erfasst und in der Qualitätsbewertung betrachtet werden. Sie zählt allerdings nicht zum Grünwasserverbrauch.

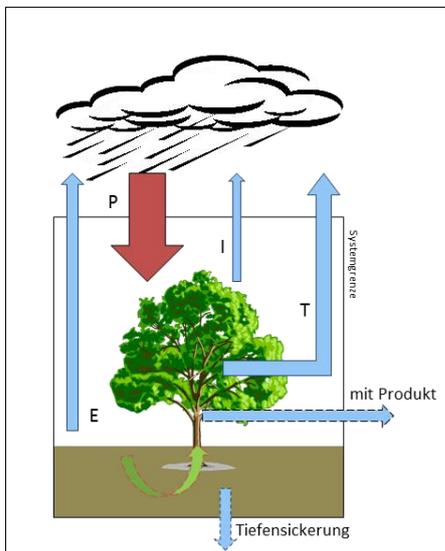


Abbildung 8-5 Möglichkeit der Systemabgrenzung bei biologischen Produktionsprozessen mit den entsprechenden In- und Outputs<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Zeichenerklärung siehe Abkürzungsverzeichnis S.IX

## 8.4 Aufbau Wirkungsbilanz

Nachdem in der Sachbilanz alle relevanten Stoffflüsse für das jeweils betrachtete Produkt gesammelt und die tatsächlich verbrauchten Mengen der verschiedenen Wasserarten ermittelt wurden, erfolgt im Wirkungsbilanzteil die Einordnung und Beurteilung des jeweiligen Wasserverbrauchs. Mit der hier vorgeschlagenen Methode für die Wirkungsbilanzierung soll der jeweilige Wasserverbrauch sowohl hinsichtlich der Menge als auch in Bezug auf Qualitätsveränderungen im regionalen Kontext beurteilt werden. Wie zuvor im Abschnitt 8.3.2 beschrieben, wird dabei nur verbrauchtes Wasser bewertet. Verbrauchtes blaues Wasser geht dabei direkt in die Berechnung ein, verbrauchte Mengen anderer Wasserarten, wie zum Beispiel grünes Wasser, werden vor der Bewertung in sog. „Blauwasseräquivalente“ (erl. des Begriffs siehe unten) umgerechnet. Das genaue Vorgehen bei der Berechnung wird im Abschnitt 8.4.2 erläutert. Wird blaues Wasser in technischen Prozessen verdampft, erfolgt ebenfalls eine gesonderte Berechnung der verbrauchten Menge. Das Vorgehen dazu wird in Abschnitt 8.4.3 beschrieben. In welcher Form die verschiedenen Wasserarten in der Bewertung berücksichtigt werden, ist in Tabelle 8-4 zusammengefasst.

**Tabelle 8-4 Übersicht über die Wasserarten im In- und Output der Sachbilanz und deren Berücksichtigung in der Wirkungsbilanz**

Wasserart und deren Modifikation im Prozess		Berücksichtigung in der Wirkungsbilanz
<i>Input</i>	<i>Output</i>	
Blau	Blau	kein Verbrauch, keine Bewertung
Blau	in Produkt mit Nutzen	kein Verbrauch, keine Bewertung
Blau	Im Produkt ohne Nutzen	Verbrauch, Bewertung nach Knappheit
Grün	Weiß	Verbrauch, Umrechnung und Bewertung der reduzierten Menge nach Knappheit
Blau	Weiß	Verbrauch, Umrechnung und Bewertung der reduzierten Menge nach Knappheit
Blau	Grau	Verbrauch, Bewertung nach Knappheit und Qualität

Der oben verwendete Begriff „Blauwasseräquivalente“ wird hier neu eingeführt und im Sinne einer Einheit gebraucht. Damit wird eine theoretische Menge Wasser bezeichnet, die sich bei der Bewertung der verbrauchten Wassermenge mit den hier beschriebenen Indizes ergibt. Diese bewertete Wassermenge ist ein Ausdruck für die Bedeutung eines untersuchten Wasserverbrauchs in Bezug auf quantitative und qualitative Aspekte. Dabei können neben der Menge an blauem Wasser verschiedene Wasserarten (grün, weiß, grau) in der bewerteten Wassermenge enthalten sein, die vor, bzw. während ihrer Bewertung in die entsprechende blauwasseräquivalente Menge umgerechnet wurden.

Der Begriff „Blauwasseräquivalente“ wird hier zum ersten Mal in dieser Form verwendet, obwohl es Entsprechungen in verschiedenen Veröffentlichungen (Pfister & Hellweg 2009; Ridoutt & Pfister 2010; Ridoutt et al. 2012; Ridoutt & Pfister 2013) gibt, in denen mit „H<sub>2</sub>O-Äquivalenten“ (H<sub>2</sub>O<sub>e</sub>) ein ähnlicher Begriff verwendet wird, womit dort die Schädlichkeit eines

---

Süßwasserverbrauchs in Bezug auf einen globalen Durchschnitt bezeichnet wird. Der Begriff „Blauwasseräquivalente“ geht allerdings deutlich darüber hinaus und entspricht eher dem gebräuchlichen „Äquivalent-Begriff“ in der Ökobilanzierung, bei der viele Wirkungsindikatorwerte, die sich aus verschiedenen emittierten Stoffen zusammensetzen, in Äquivalenten einer Leiteinheit angegeben werden. Auch im Rahmen der hier beschriebenen Methode werden verschiedene Wasserarten in einer Einheit zusammengefasst.

Um in einem späteren Schritt den Wasserverbrauch für das untersuchte Produkt oder System bewerten zu können, müssen zunächst verschiedene Indizes mit der im Folgenden beschriebenen Methode berechnet werden. Diese Indizes bilden zwei Beurteilungsschwerpunkte ab.

Der erste Schwerpunkt bezieht sich auf die Menge des verbrauchten Wassers und wird daher im Folgenden auch „quantitative Bewertung“ genannt. Die quantitative Bewertung erfolgt anhand verschiedener Knappheitsindizes, die sich auf die örtliche Wasserverfügbarkeit beziehen und sich in zwei Komponenten aufteilen lassen. Die eine Komponente bezieht sich auf die natürlichen, klimatischen Bedingungen im betrachteten Gebiet und die andere beschreibt den menschlichen Einfluss auf die dortige Wasserverfügbarkeit. In diesem Strang der Bewertung werden hauptsächlich die Inputs des Produktsystems betrachtet.

Der andere Schwerpunkt der durch die Indizes abgebildet werden soll, richtet sich auf die Wasserqualität. Mit Hilfe eines sogenannten Qualitätsindex wird die Qualitätsänderung einzelner Wasserinhaltsstoffe bewertet, die durch die Verwendung des Wassers hervorgerufen wird. Dieser Strang der Bewertung wird im Folgenden auch als „qualitative Bewertung“ bezeichnet. Er betrachtet hauptsächlich Outputs aus dem Produktsystem.

Mit den ermittelten quantitativen und qualitativen Indizes wird die tatsächlich verbrauchte Wassermenge gewichtet. Als Ergebnis erhält man eine Kennzahl anhand derer zwei Produktsysteme mit gleichem Nutzen im Hinblick auf ihre Wasserverwendung miteinander verglichen werden können. Alle relevanten Indizes, Faktoren und sonstigen Parameter, die für die Wirkungsbilanzierung benötigt werden, werden in den folgenden Kapiteln beschrieben.

Abbildung 8-6 gibt einen Überblick über die einzelnen Komponenten und Schritte für die Berechnung des Wirkungsindikatorwertes.

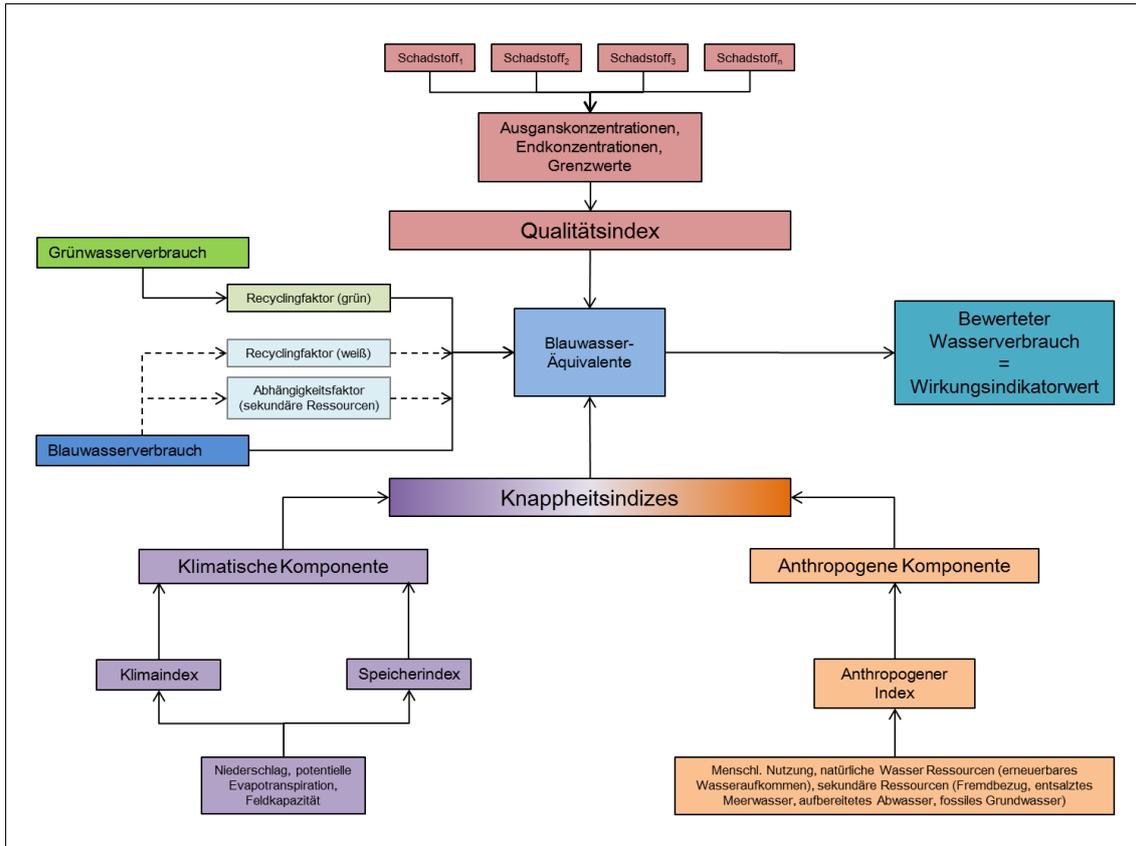


Abbildung 8-6 Schematische Darstellung der Komponenten der Wirkungsbilanzierung

#### 8.4.1 Quantitative Bewertung – Berechnung der Knappheitsindizes

Um den Wasserverbrauch in einem bestimmten Gebiet im Rahmen der hier vorgeschlagenen Methode beurteilen zu können, werden verschiedene Informationen benötigt. Dabei ergibt sich ein Zwiespalt zwischen Genauigkeit und einfacher Handhabung. Ein Index, der viele Aspekte abbildet, ist sehr komplex und schwierig zu berechnen. Einfache Indikatoren bilden die Wirklichkeit oft nur sehr vereinfacht ab, sind aber leichter zu bestimmen. Deshalb wird ein Kompromiss zwischen Einfachheit und Genauigkeit gesucht.

Der Berechnung der quantitativen Faktoren liegen im Wesentlichen Knappheitsindikatoren zugrunde. Dabei wird zwischen zwei Bereichen unterschieden: der klimatisch bedingten Wasserverfügbarkeit (Trockenheit) sowie der anthropogen verursachten Wasserknappheit. Der erste Bereich umfasst Aspekte des natürlichen Wasserkreislaufs. Er spiegelt die natürlichen Gegebenheiten im Gebiet wider, die wiederum die Grundlage für alle anderen Bereiche darstellen. Der zweite Bereich umfasst den anthropogenen Wasserkreislauf und spiegelt die Wasserverfügbarkeit in Bezug auf den Menschen wider. Der Mensch kann durch technische Maßnahmen die natürliche Wasserverfügbarkeit im gewissen Rahmen beeinflussen. Dabei spielen sekundäre Wasserquellen, wie entsalztes Meerwasser, Wasser aus Stauseen usw. eine große Rolle. Auf der anderen Seite kann der Mensch durch seinen Konsum Wasserknappheit auslösen, wenn die entnommene Menge nicht der natürlich verfügbaren Menge im Gebiet angepasst ist.

---

Die Knappheitsindizes helfen, eine Aussage darüber zu treffen, ob in der Entnahmeregion des betrachteten Prozesses ausreichend Wasser zur Verfügung steht oder Wasser eher knapp ist.

#### 8.4.1.1 Bewertungsgegenstand

Mit Hilfe der Knappheitsindizes wird die verbrauchte Wassermenge in einem späteren Schritt (siehe Abschnitt 8.4.1.4) in einen regionalen Kontext gestellt. Die Knappheitsindizes charakterisieren das Gebiet in Bezug auf die verfügbaren Wasserressourcen näher und könnten deshalb auch als Gebietsindizes bezeichnet werden. Die für den untersuchten Prozess relevanten Wasserentnahmen und Wasserabgaben, sowie der Verbleib von Wasser sollten bereits in der Sachbilanz inventarisiert worden sein (siehe Kapitel 8.3). Dabei sind für die nachfolgenden Berechnungen der Gebietsindizes vor allem die Art der Ressource und der Ort der Entnahme von Bedeutung.

Liegen lokale Daten vor, sollten diese in der beschriebenen Art und Weise für die Berechnung der Bewertungsfaktoren verwendet werden. Stehen keine individuellen, lokalen Daten zur Verfügung können Werte der großräumigen Flusseinzugsgebiete verwendet werden.

Wie bereits im Abschnitt 2.5 diskutiert, wird Wasserknappheit oft von verschiedenen natürlichen, infrastrukturellen, kulturellen bzw. ökonomischen Aspekten verursacht.

Wie auch bei Dracup et al. (1980) ausgeführt, wird die Definition eines Trockenheitsereignisses meist nach dem Interesse der Studie ausgerichtet. So können sich Definitionen unterscheiden, je nachdem ob hydrologische, meteorologische, landwirtschaftliche oder ökonomische Ereignisse untersucht werden sollen. Die Definition ist damit sowohl vom akademischen Feld als auch der Klimaregion abhängig, in der sie angewendet werden soll. Rijsberman (2006) leitet aus der Auswertung verschiedener Knappheitsindikatoren ab, dass der Hauptmechanismus für Wassermangel wenig Niederschlag und eine hohe Bevölkerungsdichte sind. Für die Beurteilung im Rahmen der hier vorgestellten Methodenerweiterung werden deshalb sowohl klimatische als auch anthropogene Einflussfaktoren berücksichtigt (vgl. Abbildung 8-6).

Die verfügbare Wassermenge setzt sich aus verschiedenen Komponenten zusammen. Das sind im wesentlichen Oberflächenwasser, Grundwasser und im Boden gespeichertes Wasser. Für den Menschen leicht zugängliche Wasserressourcen sind vor allem Grund- und Oberflächenwasser. Die verfügbare Wassermenge wird meist durch den Abfluss oder auch die Grundwasserneubildungsrate angegeben. Einen großen Einfluss auf die verfügbare Wassermenge in einem Gebiet haben der insgesamt fallende Niederschlag und der Anteil, der durch die Verdunstung sofort wieder zurück in die Atmosphäre gelangt. Diese Größen werden maßgeblich durch die Klimazone und die Lage auf dem Kontinent bzw. die Entfernung zum Meer bestimmt.

Die insgesamt verfügbare Wassermenge in einem Gebiet entspricht aber nicht nur der im Gebiet gebildeten Wassermenge, sondern auch der Menge, die aus anderen Gebieten in das betrachtete Gebiet einströmt. In manchen Gebieten machen diese eingeströmten Mengen den größten Teil der verfügbaren Menge aus. Zusätzlich können auch aus anderen Gebieten „künstlich“ importierte Mengen für die Deckung des Bedarfs eine Rolle spielen.

#### 8.4.1.2 Klimatische Komponente

Die klimatische Komponente der quantitativen Bewertung beinhaltet Informationen über die natürlichen Ausgangsbedingungen für die Wasserverfügbarkeit im betrachteten Gebiet und setzt sich aus dem Klimaindex und dem Speicherindex zusammen. Die Zusammenführung der beiden Elemente erfolgt im Zuge der Gesamtberechnung des Knappheitsindex, wie in Abschnitt 8.4.1.4 beschrieben. Sowohl Klimaindex als auch Speicherindex sind Gebietsindices. Das heißt, sie werden für das gesamte Einzugsgebiet (oder Teileinzugsgebiet) ermittelt, in dem die zu bewertende Entnahme passiert.

##### ***Hintergrund des Klimaindex***

Der Klimaindex ist ein Ausdruck für die lokalen Klimaverhältnisse. Mit dessen Hilfe soll der Einfluss der natürlichen Bedingungen auf die Wasserverfügbarkeit abgebildet werden. Er ermöglicht die Einschätzung des Ausmaßes der jeweiligen Wasserverwendung in Bezug auf die vorherrschende, klimatisch bedingte Wasserknappheit im Gebiet. Für die Berechnung des Klimaindex sollen die Faktoren mit dem größten Einfluss auf Abfluss und Grundwasserneubildung herangezogen werden.

Williams et al. (2012) untersuchten den Einfluss bestimmter Wasserhaushaltsparameter auf die Oberflächenwasser-Bilanz, insbesondere auf die Aufteilung des Niederschlags zwischen Abfluss und Evapotranspiration. Einstrahlung und Niederschlag erklären zusammen 62% der Oberflächenwasserbilanz. Auch der Sickerwasserstrom, der maßgeblich für die Grundwasserneubildung ist, wird durch den einfallenden Niederschlag, die Evapotranspiration und den Bodenwasserspeicher beeinflusst. Das Verhältnis von Grundwasserneubildung zur gesamten Menge an blauem Wasser variiert abhängig von der Geologie, Topographie und dem Klima (Savenije 2000). Auch wenn die Wasserverfügbarkeit in zwei Ländern gleich ist, kann sich eine unterschiedliche Wasserknappheit ausprägen, wenn sich die potentielle Evapotranspiration unterscheidet (Savenije 2000).

Ein Index, der diese Zusammenhänge für die Ermittlung der Wasserverfügbarkeit nutzt, ist der weitverbreitete Moisture-Index von Thornthwaite (1948). Er ermittelt jährliche Überschüsse und Defizite und nutzt diese um das Klima zu klassifizieren. Der Thornthwaite-Ansatz ist in der Zwischenzeit viel diskutiert und weiterentwickelt worden (Bailey 1958; Chang 1959; Mather & Yoshioka 1968; Willmott et al. 1985; Willmott & Feddema 1992). Bei der Thornthwaite-Methode wird die potentielle Evapotranspiration ( $pET$ ) als Eingangsgröße verwendet. Thornthwaite (1948) führt diese Größe in seinem Artikel erstmals ein und bezeichnet damit einen theoretischen Höchstwert, den die Verdunstung in einem Gebiet annehmen kann. Die potentielle Evapotranspiration wird auch als „Verdunstungsanspruch der Atmosphäre“ bezeichnet und ist in der DIN 4049 als Verdunstungshöhe eines einheitlichen, niedrigen Pflanzenbestandes bei gegeben meteorologischen Bedingungen und unbegrenzter Wasserverfügbarkeit definiert. Die potentielle Evapotranspiration bezieht sich auf einen niedrigen Pflanzenbestand und berücksichtigt dabei nicht den Stomatawiderstand der Pflanzenbedeckung. Damit ist die  $pET$  weitestgehend unbeeinflusst von der Landnutzung. Sie wird nur durch klimatische Parameter, wie Lufttemperatur, Sonnenscheindauer und die extraterrestrische Strahlung bestimmt. Bei

---

ausreichender Wasserverfügbarkeit stimmen aktuelle (reale) und potentielle Evapotranspiration annähernd überein. Bei niedrigen Vegetationsbeständen fällt die tatsächliche  $ET$  meist kleiner als die potentielle  $ET$  aus. Bei höheren Beständen kann die reale  $ET$  größer als die  $pET$  sein (BMU 2003).

Somit bildet die  $pET$  meist die obere Grenze der Verdunstung ab und liegt meist höher als die reale Evapotranspiration und kann deshalb als Referenzwert für die Bestimmung der maximal möglichen Verluste in der Wasserbilanz herangezogen werden. Die Werte der potentiellen Evapotranspiration, die im Hydrologischen Atlas von Deutschland (BMU 2003) angegeben und auch in dieser Arbeit verwendet werden (vgl. Kapitel 10), basieren auf der sogenannten *Gras-Referenzverdunstung* ( $ET_0$ ) nach (Allen et al. 1994). Diese oft verwendete Größe basiert auf der Penman-Monteith Gleichung (Penman 1948; Monteith 1965), die aus den physikalischen Zusammenhängen der Eingangsgrößen Lufttemperatur, Einstrahlung, Sättigungsdampfdruck, Windgeschwindigkeit und Rauigkeit der Geländeoberfläche berechnet wird.

Der sogenannte Thornthwaite-Index bezieht in die hydrologische Charakterisierung eines Ortes nicht nur den Niederschlag und die potentielle Evapotranspiration ein, sondern auch die Veränderung des Bodenwasserspeichers. In Trockenperioden wird, auch wenn die Bilanz aus Niederschlag und potentieller Verdunstung negativ ist, weiterhin Wasser verdunstet, das im Boden gespeichert ist. Erst allmählich bei weiteranhaltender Trockenheit wird der Bodenspeicher aufgezehrt. Es entsteht ein Defizit (*Deficiency*,  $D$ ). Bei positiver Bilanz von Niederschlag und potentieller Evapotranspiration ( $P-pET$ ) wird der Bodenspeicher aufgefüllt, jedoch nur bis zur maximalen Speicherkapazität, der sogenannten Feldkapazität. Überschüssiges Wasser perkoliert ins Grundwasser oder fließt ab. Diese Menge wird als Überschuss (*Overflow*,  $O$ ) bezeichnet.

Die Wasserbilanzformel von Thornthwaite (1948) und deren Weiterentwicklung von Thornthwaite and Mather (1955) wird oft verwendet und eignet sich gut, die klimatisch-hydrologischen Bedingungen eines Ortes zu beschreiben. Eine ähnlich Aussage hat die klimatische Wasserbilanz im Hydrologischen Atlas von Deutschland (BMU 2003), bei der allerdings die Speicheränderungen nicht berücksichtigt werden.

Zunächst werden die monatlichen Defizite ( $D_m$ ) bzw. Überschüsse ( $O_m$ ) mit Hilfe monatlicher Wetterdaten berechnet. Dabei wird wie bei einer einfachen buchhalterischen Bilanz vorgegangen. Der monatlichen Niederschlag ( $P_m$ ) wird als Input, die monatliche Evapotranspiration ( $pET_m$ ) als Output und die Feldkapazität als Ausdruck für die Speicherkapazität des Bodens ( $S_{max}$ ) verwendet. Aufsummiert ergeben sich aus den monatlichen die jährlichen Defizite ( $D_y$ ) bzw. Überschüsse ( $O_y$ ). Das genaue Vorgehen bei der Berechnung wird im nächsten Abschnitt (ab S.126) und mit den Formeln (8-11) bis (8-15) genauer beschrieben.

Die Feldkapazität ( $FK$ ) ist die Wassermenge, die ein Boden in natürlicher Lagerung maximal gegen die Schwerkraft zurückhalten kann. Möchte man jedoch die Wasserverfügbarkeit für Pflanzen berechnen, sollte man statt der Feldkapazität ( $FK$ ) die nutzbare Feldkapazität ( $nFK$ ) des jeweiligen Bodens in die Berechnungen einbeziehen. Die nutzbare Feldkapazität ist ein Maß für die maximal für Pflanzen zur Verfügung stehende Wassermenge im Boden. Sie gibt die maximale Wassermenge an, die von Pflanzenwurzeln im Boden entnommen werden kann und

ist daher besser geeignet, wenn die Wasserverwendung von Pflanzen beurteilt werden soll. Die Angabe der Feldkapazität bzw. der nutzbaren Feldkapazität wird jeweils auf eine bestimmte Bodenmächtigkeit bezogen. *FK10* bedeutet die Feldkapazität bezogen auf 10 dm (also 1m) Bodenmächtigkeit. Die Angabe erfolgt zumeist in Millimeter (mm) und entspricht der jeweiligen Menge Wasser in Litern pro Quadratmeter auf einen Meter Bodentiefe. Einige relevante Umrechnungsfaktoren können den Erläuterungen zur Fallstudie im Abschnitt 10.4.2 entnommen werden. Sowohl die Feldkapazität als auch die nutzbare Feldkapazität können in den folgenden Berechnungen (siehe S. 126) für  $S_{max}$  eingesetzt werden.

Die Feldkapazität im betrachteten Gebiet kann, falls vorhanden, aus Bodenkarten entnommen werden. Für die deutschen Flussgebiete können Werte zur Feldkapazität (*FK10*) bzw. zur nutzbaren Feldkapazität (*nFK10*) der Tabelle 8-5 entnommen werden. Die Werte in Tabelle 8-5 wurden aus Daten der BÜK 1000 für die Flussgebiete berechnet. Die BÜK 1000 ist eine Bodenübersichtskarte für die Leitbodengesellschaften in Deutschland (Richter 2013). Aus den Feldkapazitäten bzw. nutzbaren Feldkapazitäten der einzelnen Leitbodenarten innerhalb eines Flussgebietes wurde ein flächengewichtetes Mittel für das gesamte Flussgebiet berechnet. Dafür wurden jeweils die Angaben für Profiltiefen bis 1m (*FK10*) verwendet. Bei diesem Vorgehen werden flachgründige Böden vollständig und tiefgründige zu einem großen Teil in die Betrachtung einbezogen. Die betrachtete Tiefe wurde gewählt, um zum einen den Bodenspeicher in einem möglichst großen Umfang abbilden zu können. Zum anderen können Waldbäume den Boden bis zu 1,20 m und z.T. noch tiefer durchwurzeln und das darin gebundene Wasser nutzen. Die sonst gebräuchliche Betrachtung von Durchwurzelungstiefen bis 60 cm (*FK6*) bei landwirtschaftlichen Kulturen würde hier zu kurz greifen. Durch die Mittelwertbildung in diesen großen heterogenen Gebieten können die Werte nur einen stark vereinfachten Zustand wiedergeben. Würden regionale Daten verwendet, könnte ein viel genauerer Indikator berechnet werden.

**Tabelle 8-5 Flächengewichtete Mittelwerte von Feldkapazität (FK10) bzw. nutzbarer Feldkapazität (nFK10) für die Leitbodenarten der deutschen Flussgebiete**

	<b>FK10</b>	<b>nFK10</b>
Donau	289.0	137.0
Elbe	293.5	175.6
Ems	335.7	213.6
Ijssel	265.3	175.6
Maas	292.4	159.2
Nordsee	384.9	219.6
Oder	307.0	184.4
Ostsee	346.2	185.4
Rhein	265.2	126.3
Weser	295.6	168.7

### Berechnung des Klimaindex

Für die Berechnung des Index nach Thornthwaite (1948) und Thornthwaite & Mather (1955) müssen als Eingangswerte monatliche Niederschlagsmengen, monatliche Werte der potentiellen Evapotranspiration sowie die Feldkapazität am untersuchten Ort bekannt sein. Zur Verdeutlichung der Rechenschritte wird in Tabelle 8-6 ein ins Deutsche übersetzter Auszug<sup>1</sup> der Tabelle 1 aus Thornthwaite (1948) übernommen. Im Gegensatz zur Originaltabelle werden die Werte hier in mm umgerechnet und nicht in cm dargestellt. Außerdem wurden nichtbenötigte Zeilen weggelassen.

**Tabelle 8-6 Zahlenbeispiel in mm für die Berechnung der monatlichen Kennzahlen zur Ermittlung des jährlichen Wasserdefizits bzw. Wasserüberschusses (verändert nach Thornthwaite 1948, S.69)**

	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahr
Monat m	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	$\Sigma$
Niederschlag ( <i>P</i> )	123	97	78	60	47	34	15	17	43	71	123	139	847
potentielle Evapotranspiration ( <i>pET</i> )	13	18	31	49	76	96	114	105	74	47	25	16	664
Bodenwasserbestand <i>St</i>	100	100	100	100	71	9	0	0	0	24	100	100	
Bestandsänderung $\Delta St$	0	0	0	0	-29	-62	-9	0	0	24	76	0	
Defizit <i>D</i>	0	0	0	0	0	0	90	88	31	0	0	0	209
Überschuss <i>O</i>	110	79	47	11	0	0	0	0	0	0	22	123	392

Zunächst wird die Differenz aus Niederschlag (*P*) und potentieller Evapotranspiration (*pET*) im betrachteten Monat *m* zum Bodenwasserbestand ( $St_{m-1}$ ) des Vormonates addiert. Der monatliche Bodenwasserbestand unterliegt den in Formel (8-11) dargestellten Beschränkungen und wird mit  $St_m$  bezeichnet. Übersteigt die potentielle Evapotranspiration den Niederschlag, nimmt der Bodenwasserbestand ( $St_m$ ) ab. Das Niederschlagsdefizit wird solange aus dem Bodenwasserspeicher ersetzt, bis auch dieser erschöpft ist. Übersteigt die Evapotranspiration danach weiterhin den Niederschlag, entsteht ein Defizit  $D_m$  (8-12). Gibt es mehr Niederschlag als Evapotranspiration, füllt sich der Bodenwasserspeicher so lange auf, bis die Feldkapazität (*FK*) erreicht ist. Das darüber hinaus vorhandene Wasser fließt sofort ab und wird als Überschuss ( $O_m$ ) notiert (8-13).

Es wird dabei davon ausgegangen, dass der Bodenwasserspeicher im Monat 1 des Betrachtungszeitraumes vollständig gefüllt ist. Das heißt, der Startwert des Bodenwasserbestandes entspricht der Feldkapazität ( $S_{max}$ ), da diese die maximale Wassermenge angibt, die gegen die Schwerkraft im Boden gehalten werden kann. Als Monat 1 wird hier, wie auch bei Thornthwaite (1948), der Januar festgelegt. Von Dourado-Neto et al. (2010) wird vorgeschlagen, den ersten Monat nach dem Ende der Regenzeit, bzw. einer Feuchteperiode als Monat 1 einzusetzen. Des Weiteren wird ebenda ein Vorgehen demonstriert, wie in semiariden Gebieten mit der Wahl des Startmonats umgegangen werden kann. Die Wahl des Startmonats hat Einfluss auf das Ergebnis, da sich die Anteile von Auffüllung und Zehrung verschieben. Für die Bedingungen im Anwendungsbeispiel in Kapitel 10 wurde die Abweichung des Klimaindex als gering festgestellt, wenn der März anstelle des Januars als Startmonat festgelegt wird. Die hier getroffene Festlegung,

<sup>1</sup> Werte der Station Seattle, Wash.; S.69

eines vollständig gefüllten Speichers im Januar erscheint für mitteleuropäische Bedingungen plausibel.

Die Berechnung der monatliche Wasserdefizite bzw. Wasserüberschüsse kann formal wie folgt beschrieben werden.

$$St_m := \begin{cases} S_{max} & , \text{für } m = 0 \\ \max(0, \min(St_{m-1} + (P_m - pET_m), S_{max})) & , \text{für } 1 \leq m \leq 12 \end{cases} \quad (8-11)$$

$$D_m := \begin{cases} |St_{m-1} + (P_m - pET_m)| & , \text{für } St_{m-1} + (P_m - pET_m) < 0 \\ 0 & , \text{für } St_{m-1} + (P_m - pET_m) \geq 0 \end{cases} \quad (8-12)$$

$$O_m := \begin{cases} St_{m-1} + (P_m - pET_m) - S_{max} & , \text{für } St_{m-1} + (P_m - pET_m) > S_{max} \\ 0 & , \text{für } St_{m-1} + (P_m - pET_m) \leq S_{max} \end{cases} \quad (8-13)$$

$m$	Indexnummer des Monats $0 \leq m \leq 12$
$S_{max}$	maximale Wasserfüllstand des Bodens in mm
$St$	berechneter theoretischer Bodenwasserbestand
$P$	Niederschlag ( <i>precipitation</i> )
$pET$	potentielle Evapotranspiration
$D$	Wasserdefizit ( <i>deficit</i> )
$O$	Wasserüberschuss ( <i>overflow</i> )
$y$	Bezeichnung für den Jahreswert

Addiert man die monatlichen Wasserdefizite bzw. -überschüsse im Laufe eines Jahres, erhält man die jährlichen Wasserdefizite (8-14) bzw. -überschüsse (8-15). Die Bestandsveränderungen  $\Delta St_m$  gehen nicht direkt in die Berechnung der jährlichen Werte ein, sondern werden später für die Berechnung des Speicherindex benötigt (siehe S.130).

$$D_y = \sum_{m=1}^{12} D_m \quad \text{jährliches Wasserdefizit} \quad (8-14)$$

$$O_y = \sum_{m=1}^{12} O_m \quad \text{jährlicher Wasserüberschuss} \quad (8-15)$$

Mit Hilfe der jährlichen Defizit- bzw. Überschusswerte lassen sich der Feucht- und der Trockenheitsindex in Formel (8-16) und (8-17) berechnen. Feuchte- und Trockenheitsindex werden in Prozent angegeben.

$$Idx_h = \frac{O_y}{pET_y} \quad \text{Feuchteindex} \quad (8-16)$$

$$Idx_a = \frac{D_y}{pET_y} \quad \text{Trockenheitsindex} \quad (8-17)$$

Aus den beiden Werten lässt sich schließlich der Klimaindex berechnen (8-18). Dieser Index entspricht dem Moisture-Index (S.76) bei Thornthwaite (1948). Die Zuordnung des Klimaindex ( $Idx_{cl}$ ) zu den Klimatypen in Tabelle 8-7 entspricht ebenfalls der Klassifizierung von Thornthwaite (1948).

$$Idx_{cl} = Idx_h - 0,6 Idx_a \quad (8-18)$$

$$Idx_{cl} > 0 \quad \text{feuchte Klimata}$$

$$Idx_{cl} < 0 \quad \text{trockene Klimata}$$

Thornthwaite (1948) begründet die Gewichtung des Trockenheitsindex mit 0,6 gegenüber dem Feuchteindex mit Kompensationsvorgängen durch Wasservorräte im Grundwasser, die durch Pflanzen mit tiefreichenden Wurzeln erreicht werden können. Dabei könnten 6 Inch Wasserüberschuss in der einen Periode einen Mangel von 10 Inch in einer anderen Periode ausgleichen. Daher erhält der Feuchteindex nach Thornthwaite ein höheres Gewicht, als der Trockenheitsindex.

Der Index erzeugt sowohl positive als auch negative Prozentwerte. Negative Werte weisen auf aride Gebiete hin - also unter Umständen auf größere Wasserdefizite. Positive Werte weisen auf humides Klima hin mit wenig oder keinem Wassermangel. Der Wert 0 trennt trockene und feuchte Klimate. Er unterscheidet Regionen mit Wasserdefizit und Wasserüberschuss. Die ermittelten Indexwerte lassen sich, wie in Tabelle 8-7 dargestellt, klassifizieren und den Klimatypen zuordnen.

**Tabelle 8-7 Klassifizierung der  $Idx_{cl}$ -Werte in % und deren Zuordnung zu den verschiedenen Klimatypen (nach Thornthwaite 1948)**

$Idx_{cl}$ in %	Klimatyp
> 100	Perhumid
20 bis 100	Humid
0 bis 20	Feucht subhumid
-20 bis 0	Trocken subhumid
-40 bis -20	Semiarid
-60 bis -40	Arid

Setzt man lokale Werte statt der großräumigen Flussgebietseinheiten ein, werden die Ergebnisse für die jeweils betrachteten regionalen Verhältnisse genauer. Lokal können im Sommer durch-

aus Speicherdefizite auftreten, die bei der großräumigen Betrachtung ausgeglichen werden. Werden Werte des jeweiligen Standorts und keine Gebietsmittel eingesetzt, könnte mit der Formel auch der Bewässerungsbedarf von Kulturen berechnet werden.

Zur Illustration werden in Tabelle 8-8 die Klimaindizes für die verschiedenen deutschen Flussgebiete dargestellt. Für die Berechnung wurden langjährige Niederschlagsmittel ( $P$ ) des Deutschen Wetterdienst (1961-2013), Daten zur potentiellen Evapotranspiration ( $pET$ ) aus dem HAD (BMU 2013) sowie Informationen über die Feldkapazität, bezogen auf 1m Bodenmächtigkeit ( $FK10$ ), aus der Bodenübersichtskarte (BÜCK1000, Richter 2013) herangezogen. Daraus wurden monatliche Mittel für die Flussgebiete ermittelt. Aus den monatlichen Werten wurden nach dem zuvor vorgestellten Verfahren die Klimaindizes ( $Idx_{cl}$ ) berechnet.

**Tabelle 8-8 Klimaindex ( $Idx_{cl}$ ) für die deutschen Flussgebiete berechnet aus Daten des DWD<sup>1</sup>, des HAD<sup>2</sup> und den Angaben zur Feldkapazität aus Tabelle 8-5**

Flussgebiete (nach HAD)	Niederschlag P	potentielle Evapotranspiration pET	FK10	$Idx_{cl}$	Bedeutung Index <sup>3</sup>
	[mm a <sup>-1</sup> ]	[mm a <sup>-1</sup> ]	[mm]		
Ems	690,1	554,7	335,7	29%	Humid
Nordsee	688,7	536,8	384,9	37%	Humid
Weser	663,8	546,5	295,6	28%	Humid
Elbe	547,8	570,7	293,5	9%	Feucht subhumid
Ostsee	547,7	558,6	346,2	9%	Feucht subhumid
Oder	536,5	596,1	307,0	7%	Feucht subhumid
Donau	847,9	531,8	289,0	59%	Humid
Rhein	719,9	566,4	265,2	29%	Humid
Ijssel	726,9	570,1	265,3	30%	Humid
Maas	754,3	567,4	292,4	33%	Humid

Der Thornthwaite-Index unterscheidet Klimatypen und gibt daher lediglich Auskunft über das Großklima der betrachteten Region. Innerhalb einer Klimazone können damit keine Differenzierungen zwischen verschiedenen Einzugsgebieten vorgenommen werden. D.h. durch diese Methode wird z.B. die Trockenheit in einer ohnehin schon als arid bekannten Region festgestellt. Der gleiche Befund könnte auch anhand anderer Indikatoren wie z.B. an der typischen Vegetation festgestellt werden. Die alleinige Verwendung des klimatischen Trockenheitsindex bildet die regionalen Bedingungen also unter Umständen nur unzureichend ab. Der Klimaindex kann also nur ein Baustein für die Ermittlung der Wasserverfügbarkeit in einer Region sein. Für eine

<sup>1</sup> Datenbasis Deutscher Wetterdienst 2014, Werte bearbeitet

<sup>2</sup> BMU 2003, bearbeitet

<sup>3</sup> nach der Klassifikation von Thornthwaite (1948) aus Tabelle 8-7

genauere Erfassung der regionalen Wasserverhältnisse ist es hilfreich, einen zusätzlichen Index zu verwenden.

### **Speicherindex**

Mit Hilfe des Speicherindex ( $Idx_{st}$ ) ist es möglich, zusätzliche Abstufungen der Wasserverfügbarkeit innerhalb einer durch den Klimaindex ermittelten Klimazone vorzunehmen.

Der Speicherindex beschreibt die Veränderung des Bodenwasserspeichers im Jahresverlauf. Auch in humiden Gegenden mit ausreichend Wasserverfügbarkeit im ganzjährigen Mittel kann es innerhalb der Vegetationsperiode im Sommer zu Wasserdefiziten kommen. Innerhalb derselben Klimazone kann es aufgrund regionaler Unterschiede in Geologie, Topografie oder Pedologie zu Wasserdefiziten kommen. Werden diese während der regenreichen Monate nicht komplett wiederaufgefüllt, können dauerhafte Defizite entstehen und erneute langanhaltende Trockenperioden zu Problemen bei der Wasserversorgung und zu Schäden an der Vegetation führen. Stauseen können austrocknen, Grundwasserspiegel absinken etc. Der Speicherindex verdeutlicht das Verhältnis zwischen Vegetationsperiode (Sommer) und der restlichen Zeit (Winter) und ob Bodenspeicher ausreichend wieder aufgefüllt werden oder ob eventuelle Speicherdefizite auftreten.

Der Speicherindex ( $Idx_{st}$ ) wird aus der Summe aller monatlichen Bestandsänderungen des Bodenwasserspeichers ( $\Delta S_m$ ) berechnet (8-19). Mit  $St_m$  wird der berechnete theoretische monatliche Füllstand des Bodenspeichers bezeichnet. Es werden hier *keine* monatlichen Werte der Feldkapazität angegeben, auch wenn man dies zunächst annehmen könnte. Denn die Feldkapazität ändert sich nicht, sie ist eine beschreibende Größe, die durch verschiedene Bodenparameter bestimmt wird. Das im Boden gespeicherte Wasser kann sich aber durchaus verändern, was hier durch  $St_m$  bezeichnet wird.

#### Berechnung des Speicherindex $Idx_{st}$ :

$$\Delta St_m = St_m - St_{m-1} \quad \text{in mm} \quad \{1 \geq m \leq 12; St_m \leq S_{max}\} \quad (8-19)$$

Zehrung:  $\Delta St_m < 0$

Auffüllen:  $\Delta St_m > 0$

$$Idx_{st} = \frac{\sum_{m=1}^{12} \Delta St_m}{S_{max}} \quad (8-20)$$

$$\mathbb{D} = \{\Delta St_m \in \mathbb{R}_0^-\}$$

$$\mathbb{W} = \{-1 \geq Idx_{st} \leq 0\}$$

$S_{max}$  maximale Wasserhaltefähigkeit des Bodens,  
entspricht zumeist der Feldkapazität FK in mm

Der Speicherindex kann nur Werte kleiner oder gleich 0 annehmen, da von einem vollständig gefüllten Speicher ausgegangen wird und  $St_m$  nicht größer als die Feldkapazität ( $FK$ ) werden kann. Überschreitet die Wassernachlieferung aus Niederschlag die Feldkapazität, fließt das Wasser sofort ober- oder unterirdisch ab. Das Auffüllen verläuft nur bis zur maximalen Aufnahmefähigkeit des Bodens. Werden die gezehrten Mengen innerhalb der Betrachtungsperiode wiederaufgefüllt, dann nimmt  $Idx_{st}$  den Wert 0 an. In allen anderen Fällen entsteht ein negativer Wert. Alle Werte des Speicherindex im negativen Bereich weisen auf ein unvollständiges Auffüllen des Bodenwasserspeichers hin und damit auf einen möglichen Wassermangel. Nur Ergebnisse von  $Idx_{st}$ , die auf einen Mangel hinweisen, sind für die nachfolgenden Berechnungen von Bedeutung.

Da der Speicherindex unterjährig berechnet wird, kann es leicht zu Verzerrungen führen, wenn ein ungewöhnliches Jahr herangezogen wird. Es sollten deshalb langjährige Mittel verwendet werden. Für biologische Produktionssysteme könnte auch die gesamte Standdauer betrachtet werden und dann ein Mittel aus allen Jahreswerten berechnet werden

#### 8.4.1.3 Anthropogene Komponente

##### ***Herleitung des anthropogenen Index***

Die quantitative Verfügbarkeit von Wasser wird nicht nur durch natürliche Faktoren bestimmt, sondern auch durch den Menschen. Übersteigt die menschliche Verwendung das vorhandene Angebot an Wasser, herrscht Wassermangel. Dennoch ist der Mensch in der Lage, durch verschiedene Managementmaßnahmen dem Mangel entgegenzuwirken. Wie schon zuvor diskutiert (Kapitel 2.5), ist es nicht allein entscheidend, wie viel Wasser natürlich in der Region vorhanden ist, sondern auch, ob mit Hilfe ökonomischer und technischer Fähigkeiten die vorhandene Ressource besser ausgenutzt wird oder weitere Ressourcen erschlossen werden. Deshalb fließt ergänzend zum klimatischen Index ein weiterer Index in die Beurteilung ein, der ausdrückt, inwiefern der Mensch durch sein Verhalten im betrachteten Gebiet Wasserknappheit verursacht bzw. dieser entgegenwirkt. Durch diesen Index soll die Verwendung der natürlichen Ressourcen durch den Menschen im betrachteten Gebiet abgebildet werden aber auch die vom Menschen ergriffenen Managementmaßnahmen zur Erschließung zusätzlicher Ressourcen, sog. sekundärer Ressourcen.

Es wird vorgeschlagen, den Bewertungsindex in Anlehnung an den sogenannten WTA-Ansatz (d.h. *Withdrawal-to-Availability*) nach Raskin (1997) zu berechnen. Bei diesem Ansatz wird die Entnahme der verfügbaren Wasserressource gegenübergestellt und daraus ein Maßstab für den durchschnittlichen Druck auf die Wasserressourcen und die aquatischen Ökosysteme ermittelt. Der WTA-Ansatz wird von verschiedenen Autoren verwendet (siehe Ausführungen im Abschnitt 2.6.3) und bei Vörösmarty et al. (2005) für eine Anwendung in Einzugsgebieten unterschiedlicher Größe beschrieben. Vörösmarty et al. (2005) wenden diesen Ansatz auf einen lokalen Abschnitt des Einzugsgebietes ( $n$ ) an, indem sie die Entnahme durch Haushalte, Industrie und Landwirtschaft des lokalen Abschnitts des Einzugsgebiets ( $DIA_n$ ) ins Verhältnis zum Abfluss des lokalen Abschnitts inkl. der Abflüsse aller flussaufwärts gelegenen Abschnitte ( $Q_{C_n}$ ) setzen. Das Konzept kann sowohl für einzelne Abschnitte eines Einzugsgebiets angewen-

det werden als auch für größere Gebiete. Die Berechnung dieses sogenannten Index of Local Water Use ( $I_{RWU}$ ) erfolgt nach der unter (8-21) abgebildeten Formel und kann wie in Tabelle 8-9 nach Wasserstressniveaus klassifiziert werden.

Index of Local Water Use ( $I_{RWU}$ ) nach Vörösmarty et al. (2005):

$$I_{RWU} = \frac{DIA_n}{Q_{Cn}} \quad (8-21)$$

- $I_{RWU}$  Index der regionalen Wasserverwendung (*regional water use*)
- $DIA_n$  Wasserentnahmen von Haushalten (*domestic*), Industrie (*industry*) und Landwirtschaft (*agriculture*) in Zelle n
- $Q_{Cn}$  Abfluss im Einzugsgebiet n (als *river corridor C* bezeichnet), beinhaltet die Summe der lokal generierten Abflüsse aus allen stromaufwärts gelegenen Abschnitten

**Tabelle 8-9 Klassifikation der  $I_{RWU}$ -Werte nach Raskin et al. (2005)**

$I_{RWU}$	Wasserstressniveau
unter 0,1	niedrig
0,1 - 0,19	moderat
0,2 - 0,4	mäßig hoch
über 0,4	hoch

Wie zuvor angedeutet, basiert der  $I_{RWU}$  und vor allem dessen Klassifikation auf dem Ansatz von Raskin et al. (1997), der bereits im Kapitel 2.6.3 beschrieben wurde. Die Klassifizierung ermöglicht es, das Stressniveau eines Gebietes anhand des Verhältnisses aus Entnahme und verfügbarer Wassermenge einzuordnen. Dabei werden Wasserentnahmen von weniger als 10% der natürlichen Ressourcen als ein niedriges Wasserstressniveau eingestuft. Ab einer Entnahme von über 20% der natürlichen Ressourcen wird der daraus entstehende Wasserstress als Risikofaktor für die zukünftige ökonomische Entwicklung des Landes angesehen. Für alle Gebiet mit Entnahmen von über 40% der verfügbaren natürlichen Ressourcen, wird ein sehr hohes Stressniveau ausgewiesen. Diese Schwellenwerte (Tabelle 8-9), die in der von der UN in Auftrag gegebenen Studie von Raskin et al. (1997) festgelegt wurden, beruhen auf verschiedenen Literaturquellen, im Wesentlichen aber auf den Arbeiten von Malin Falkenmark (Falkenmark & Lindh 1974; Falkenmark 1981; Falkenmark 1986; Falkenmark 1995). Aus diesem sogenannten Falkenmark-Indikator (vgl. ebenfalls Kapitel 2.6.3) wurden die kritischen Level für die Wasserentnahme durch Raskin et al. (1997) abgeleitet, welche auch heute noch weit verbreitet sind und oft für die Ermittlung der Wasserknappheit in internationalen Studien verwendet werden (UNEP 2008; FAO 2011).

Der beschriebene Ansatz wird für den hier vorgeschlagenen anthropogenen Index genutzt und deshalb im Folgenden erweitert und an die bisher verwendete Formelsprache der vorliegenden

Arbeit angepasst. Bei der Berechnung des anthropogenen Index sollen auch sogenannte sekundäre Wasserressourcen berücksichtigt werden.

### ***Sekundäre Wasserressourcen***

Vornehmlich in ariden Gebieten kann es dazu kommen, dass die natürlich verfügbaren Wassermengen (Abfluss, Regenwasser etc.) viel zu gering für den tatsächlichen Bedarf sind und die Bevölkerung im Gebiet damit nicht ausreichend versorgt werden kann. Um den Bedarf zu decken werden dann meist sogenannte sekundäre Wasserressourcen herangezogen. Das sind laut AQUASTAT (Margat et al. 2005) die folgenden:

- durch Fernleitungen importiertes Wasser (Fremdbezug)
- fossiles Grundwasser
- Verwendung von aufbereitetem Abwasser (water re-use)
- entsalztes Meerwasser

Sekundäre Wasserressourcen stellen vor allem in ariden Gebieten mit hohem Druck auf die natürlich erneuerbaren Ressourcen wichtige Quellen zur Befriedigung der Nachfrage dar und werden im Folgenden genauer beschrieben.

#### *Fremdbezug von Wasser*

Wird das Wasser aus anderen Regionen bzw. Wassereinzugsgebieten importiert, weist das auf eine Wasserknappheit im betrachteten Gebiet hin. Im schlimmsten Fall kann auch im Exportgebiet Wasserknappheit durch den Entzug von Wasser erzeugt werden.

Als Wasserimport wird in diesem Zusammenhang angesehen, wenn Wasser aus anderen Gebieten über Fernleitungen in das betrachtete Gebiet geleitet wird. Angaben zum Fremdwasserbezug in Deutschland finden sich zum Beispiel im Hydrologischen Atlas auf Tafel 7.2 (BMU 2003) oder auch in den Statistiken zur Wasserversorgung zum Beispiel in Tabelle 2.1 in (Statistisches Bundesamt 2013b). Der Fremdbezug sollte nicht mit der Abhängigkeitsquote (dependency ratio) verwechselt werden, die in den AQUASTAT „Country-Fact Sheets“ angegeben wird. Diese gibt den Anteil der Wasserressourcen an der gesamten erneuerbaren Ressource an, die mit dem Abfluss aus dem Ausland das Gebiet erreicht. Liegen Daten auf regionaler Ebene vor, sollte der Wasserimport aus anderen Kreisen oder Regionen ermittelt werden.

#### *Fossiles Grundwasser*

Als fossiles Wasser bezeichnet man Wasser aus tiefliegenden Reservoirs, die sich vor Millionen von Jahren gebildet haben und sich nur sehr langsam oder gar nicht regenerieren. Das Anzapfen solcher Quellen, vor allem in ariden Gebieten, führt oft zum Aufbrauch der Ressource und zu ihrem unwiederbringlichen Verlust. Fossile Wasserressourcen werden vor allem in den Wüstenstaaten in Nordafrika und im Nahen Osten genutzt. Länder in humiden Gebieten sind meist nicht auf die Verwendung fossiler Quellen angewiesen. Informationen über die Entnahme von Wasser aus fossilen Quellen sind in den „Country Profiles“ der FAO AQUASTAT Datenbank

---

enthalten (FAO 2011). Informationen über Wasserressourcen und Wasserverwendung in Afrika sind im FAO Water Report 29 zusammengefasst (Frenken 2005).

### Entsalztes Meerwasser

Die Produktion von entsalztem Meerwasser hat in den letzten Jahren stark zugenommen. Wurden 2007 noch 44 Mio m<sup>3</sup> pro Tag produziert, waren es 2013 bereits 80 Mio m<sup>3</sup> pro Tag (IDA 2013). Ungefähr 0,5% des weltweiten Wasserbedarfs werden mit steigender Tendenz durch entsalztes Meerwasser gedeckt (GWI 2011). Drei Viertel der weltweiten Produktion findet sich am Persischen Golf. Weitere große Entsalzungsanlagen sind am Roten Meer und am Mittelmeer installiert (Lattemann 2011). Saudi Arabien (9,2 Mio. m<sup>3</sup>/Tag) und die Vereinigten Arabischen Emirate (8,4 Mio. m<sup>3</sup>/Tag) sind die beiden größten Produzenten. Drittgrößter Produzent mit ca. 3,8 Mio. m<sup>3</sup>/Tag ist Spanien (D&WR 2013).

Die Technologien haben sich verbessert (IDA 2013) und die Kosten sind gesunken (Leclerc et al. 2012). Es wird im Wesentlichen zwischen thermischen Verfahren und Membranverfahren unterschieden. Sie unterscheiden sich auch aufgrund ihres Energiebedarfs, der Kosten sowie aufgrund ihres Einflusses auf die Umwelt. Derzeit dominieren (60%) vor allem Anlagen mit der Umkehrosmose-Technologie (Ng et al. 2013). Außerdem werden zunehmend die energieintensiven MSF-Anlagen (Multi Stage Flash) durch MED-Verdampfungsanlagen (Multi-Effect Distillation) mit geringerem Energieverbrauch ersetzt (IDA 2013). Die Merkmale und Kennziffern der verschiedenen Technologien zur Meerwasserentsalzung sind in Tabelle 8-10 zusammengestellt.

Die Auswirkungen der Meerwasserentsalzung setzen sich aus verschiedenen Aspekten zusammen. Zum einen werden durch die Verwendung von Meerwasser Süßwasserreservoirs in ariden Gebieten geschont. Andererseits ist die Aufbereitung des Meerwassers sehr energieintensiv. Darüber hinaus werden unter Umständen umliegende Ökosysteme durch die Entlassung der verbleibenden Sole geschädigt, da diese zu einer lokalen Erhöhung des Salzgehalts führt und zudem Schadstoffe und Schwermetalle enthält. Verschiedene Studien untersuchten in den letzten Jahren bereits die Umweltauswirkungen von Meerwasserentsalzungsanlagen im Allgemeinen (Lattemann & Höpner 2008; Liu et al. 2013) bzw. potentielle Auswirkungen von konkreten Projekten (Abu Qdais 2008).

Wird im konkreten Fall entsalztes Meerwasser verwendet, wird wie auch bei Hospido et al. (2013) vorgeschlagen, dass der mit der Entsalzung verbundene Energieverbrauch und die entsprechenden Emissionen in der Sachbilanz erfasst und in den entsprechenden Wirkungskategorien (z.B. Energieverbrauch, GWP, Toxizität) berücksichtigt werden sollten. Werden für die Ökobilanz Standarddatensätze, wie z.B. aus EcoInvent verwendet, sollte geprüft werden, ob die notwendigen Informationen über Energieverbrauch und Emissionen tatsächlich im Datensatz enthalten sind.

**Tabelle 8-10 Kennzahlen verschiedener Technologien zur Meerwasserentsalzung (nach Lattemann 2011)**

Technologie/ Verfahren	Anteil weltweiter Kapazität [%]	Energiebedarf		Sole/Abwasser		
		therm. [MJ/m <sup>3</sup> ]	elektr. [kWh/m <sup>3</sup> ]	Salzgehalt [g/l]	Temperatur- änderung [°C]	Name der Schadstoffe in der Sole
Verdampfung				50	5-10	Chlor, Trihalomethane, Polymaleinsäure, Polyglykol, Kupfer, Nickel
MSF <sup>1</sup>	50	250-330	3-5	-	-	-
MED <sup>1</sup>	10	145	1,5-2,5	-	-	-
Umkehrosmose	35		3,5	80	-	Chlor, Eisensalze, Oxidationsmittel, Detergentien, Biozide
Elektrodialyse	5		1,5	-	-	-

<sup>1</sup> MSF: Multi Stage Flash - Anlagen; MED: Multi-Effect Distillation- Anlagen

### Wiederaufbereitetes Abwasser

Die Wiederaufbereitung von Abwässern und deren anschließende Verwendung wird auch als Re-Use oder Wasser-Recycling bezeichnet. Die Verwendung von aufbereiteten Abwässern zur Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen hilft bei der Einsparung primärer Wasserressourcen. Insofern keine Schadstoffe oder gesundheitsgefährdenden Stoffe mit dem Abwasser in die Umwelt gelangen, wird die Verwendung von recyceltem Wasser als vorteilhaft angesehen. Die Abwässer werden bei der Perkolation durch den Bodenfilter einer natürlichen Reinigung unterzogen. In ariden Gebieten tragen solche Abwässer zusätzlich zur Auffüllung von Bodenwasservorkommen bei und bilden teilweise neue „quasinatürliche“ Wasserressourcen (Shapiro 2012). Wird im betrachteten Fall aufbereitetes Abwasser verbraucht, sollten die für die Aufbereitung, benötigte Energie sowie dabei entstandene Emissionen in die Sachbilanz aufgenommen werden und innerhalb der entsprechenden Wirkungskategorien (z.B. Energieverbrauch, GWP, Toxizität) bewertet werden.

### ***Berücksichtigung sekundärer Ressourcen im anthropogenen Index***

Neben der Entnahmemenge und der Verfügbarkeit von natürlichen Wasserressourcen sollten bei der Berechnung des anthropogenen Index  $Idx_{an}$  in Formel (8-24) die zuvor beschriebenen sekundären Wasserressourcen integriert werden. Das ist vor allem für aride Gebiete entscheidend, in denen sonst der berechnete Wasserverbrauch häufig über dem natürlichen Aufkommen läge, was eine dauerhafte Verwendung von Wasser laut Bilanz unmöglich machen würde. De facto wird in solchen Gebieten jedoch durchaus Wasser verwendet, das daher auch bei der Ermittlung des Index berücksichtigt werden muss. Sekundäre Ressourcen füllen die Differenz zwischen

<sup>1</sup> MSF: Multi Stage Flash - Anlagen; MED: Multi-Effect Distillation- Anlagen

Entnahme ( $W$ ) und Aufkommen ( $S$ ), wenn  $W$  größer ist als  $S$ . Falls für das betrachtete Gebiet zutreffend, sollte deshalb der ursprüngliche WTA-Index, wie in z.B. Formel (8-21) dargestellt, um die folgenden Komponenten erweitert werden:

- Menge importiertes Wasser aus anderen Gebieten ( $R_{imp}$ )
- Menge fossiles Wasser ( $R_{foss}$ )
- Menge wiederaufbereitetes Abwasser ( $R_{rec}$ )
- Menge entsalztes Meerwasser ( $R_{des}$ )

Meist wird in der Statistik (z.B. AQUQSTAT) die Bereitstellung und nicht die Verwendung der sekundären Ressourcen angegeben. Es ist aber davon auszugehen, dass die sekundären Ressourcen, die bereitgestellt werden, auch vollständig verwendet werden, weil ihre Bereitstellung aufwendig und kostspielig ist.

Die Verwendung unterschiedlicher sekundärer Ressourcen kann jedoch, wie in Tabelle 8-11 dargestellt, verschiedene Auswirkungen haben, die ebenfalls in die Berechnung des anthropogenen Index einfließen sollen.

**Tabelle 8-11 Auswirkungen der Verwendung sekundärer Ressourcen**

verwendete sekundäre Quelle	Wirkungspunkt	Auswirkungen
Wasserimport	Wasserressourcen in anderen Gebieten	Verminderung der Verfügbarkeit von Wasser in anderen Gebieten
Fossiles Grundwasser	Nicht-erneuerbare Wasserressourcen	Aufbrauch nicht-regenerierbarer Wasserressourcen
Abwasser-Recycling	Frischwasser Ressource	Einsparung von Frischwasser
Entsalztes Meerwasser	Energie/ Meerwasserqualität	Erschließung zusätzlicher Frischwasserressourcen, aber auch Energieverbrauch, Versalzung und evt. Verschmutzung von Anrainergewässern

Die in Tabelle 8-11 genannten Auswirkungen der Verwendung sekundärer Ressourcen sind in einigen Fällen eher als positiv und in anderen Fällen eher als negativ einzuschätzen. Die Bereitstellung von Süßwasser aus den sekundären Ressourcen Meerwasser und aufbereitetem Abwasser ist meist mit einem erheblichen technischen bzw. energetischen Aufwand verbunden. Dennoch tragen beide sekundäre Quellen zur Schonung natürlicher nicht- oder schwer-erneuerbarer Süßwasserressourcen bei, was als positiv zu bewerten wäre.

Wird jedoch Wasser aus anderen Gebieten importiert oder Wasser aus fossilen Quellen verwendet, werden anderen Regionen bzw. zukünftigen Generationen Wasserressourcen entzogen, was die Wasserknappheit in räumlicher bzw. zeitlicher Dimension verschärft und deshalb als negativ

angesehen wird. Der negative Effekt beim Import von Wasser tritt allerdings nur dann auf, wenn Wasser aus einem Gebiet mit Wasserknappheit importiert wird. Auch die Gesamtgröße des fossilen Aquifers, aus dem Wasser entnommen wird, ist für die Beurteilung entscheidend.

Aus diesem Grund werden für die Berechnung des  $Idx_{an}$  zusätzliche Bewertungsfaktoren (*Fremdbezugsfaktor*  $f_{imp}$  und *fossiler Faktor*  $f_{foss}$ ) eingeführt, mit denen die „kritischen“ sekundären Ressourcen gewichtet werden sollen.

Zur Gewichtung der importierten Menge Wasser wird der Faktor  $f_{imp}$  in Formel (8-22) vorgeschlagen, der die Wasserknappheit im Entnahmegebiet ( $i$ ) mit Hilfe des WTA-Ansatzes abbildet. Das heißt, für das Entnahmegebiet, aus dem Wasser importiert wird, wird der Druck auf die Wasserressourcen durch Gegenüberstellung der gesamten Entnahmen ( $W_i$ ) zur natürlich verfügbaren Wassermenge ( $S_i$ ) ausgedrückt. Der verbleibende Anteil stünde theoretisch für die Verwendung in anderen Gebieten zur Verfügung und wird durch  $f_{imp}$  ausgedrückt. Dabei wird die kritische Schwelle von Raskin et al. (1997) allerdings nicht berücksichtigt.

*Fremdbezugsfaktor* ( $f_{imp}$ ):

$$f_{imp} = 1 - \frac{W_i}{S_i} \quad (8-22)$$

$W_i$	Wasserentnahmen ( <i>withdrawal</i> ) durch Haushalte, Industrie und Landwirtschaft im Gebiet $i$ , aus dem Wasser importiert wird [in Volumeneinheiten]
$S_i$	Wasseraufkommen ( <i>supply</i> ) im Gebiet $i$ , aus dem Wasser importiert wird, zusätzlich oberhalb gelegener Gebiete [in Volumeneinheiten]

Wird Wasser aus verschiedenen Gebieten importiert, sollten die jeweiligen Anteile einzeln gewichtet und anschließend addiert werden. Es ist allerdings zu erwarten, dass in der Praxis selten aus den verfügbaren Daten hervorgeht, aus welchen Gebieten Wasser ins betrachtete Gebiet importiert wird. Aus diesem Grund wäre es schwierig den Fremdbezugsfaktor eindeutig zu bestimmen. Daher wird hier vorgeschlagen, zunächst für den Fremdbezugsfaktor einen sehr strengen Default-Wert von 0,1 anzunehmen. Stehen für eine konkrete Studie ausreichend Daten zur Verfügung, sollte der konkrete Fremdbezugsfaktor ermittelt werden. Importe aus Gebieten mit sehr geringer Wasserknappheit, bekämen dadurch im Vergleich zur Verwendung des Default-Wertes ein höheres Gewicht, wodurch rechnerisch eine größere Menge aus importierten Ressourcen für die Verwendung im betrachteten Gebiet zur Verfügung stünde.

Im Falle der Verwendung von fossilen Wasserressourcen sollte ähnlich verfahren werden. Hier wird ein Faktor ( $f_{foss}$ ) vorgeschlagen, der die entnommene Menge an fossilem Wasser der Gesamtgröße des fossilen Wasserreservoirs gegenüberstellt. Formel (8-23) zeigt die Berechnung des fossilen Faktors ( $f_{foss}$ ). Hier wird zunächst davon ausgegangen, dass sich der angezapfte fossile Aquifer im betrachteten Gebiet befindet. Es ist aber auch möglich, dass er sich in einem angrenzenden Einzugsgebiet befindet oder auch grenzüberschreitend angelegt ist. In diesem Fall wird aber ebenfalls Formel (8-23) angewendet.

---

### Fossiler Faktor ( $f_{foss}$ )

$$f_{foss} = 1 - \frac{R_{foss}}{S_{foss}} \quad (8-23)$$

$R_{foss}$	Wasserentnahme aus fossilen Quellen im betrachteten Gebiet [in Volumeneinheiten]
$S_{foss}$	Gesamtgröße der fossilen Ressource aus der entnommen wird [in Volumeneinheiten]

Auch für den fossilen Faktor wird es bei der praktischen Umsetzung schwierig sein, genaue Daten über das jeweils angezapfte fossile Wasserreservoir sowie dessen Größe und Lage zu bekommen. Deshalb wird hier ebenfalls zunächst die Verwendung eines Default-Wertes von 0,1 vorgeschlagen. Stehen für das betrachtete Gebiet jedoch ausreichend Daten zur Verfügung, sollte der fossile Faktor mit Hilfe dieser Daten berechnet werden. Ist z.B. der fossile Speicher im Gebiet sehr groß und wird wenig entnommen, wäre eine zusätzliche Entnahme eher unbedenklich und der  $f_{foss}$  würde einen größeren Wert annehmen.

### **Berechnung des anthropogenen Knappheitsindex ( $Idx_{an}$ )**

Nun kann mit Hilfe der Entnahmemengen ( $W$ ), dem Wasseraufkommen ( $S$ ), den zuvor beschriebenen sekundären Wasserressourcen ( $R_{des}$ ,  $R_{rec}$ ,  $R_{foss}$ ,  $R_{imp}$ ) sowie den jeweiligen Faktoren ( $f_{imp}$  und  $f_{foss}$ ) der anthropogene Index ( $Idx_{an}$ ) für das betrachtete Gebiet ermittelt werden. Die entsprechende Berechnungsvorschrift geht aus der folgenden Formel (8-24) hervor.

$$Idx_{an} = \frac{W - R_{des} - R_{rec}}{(0,2 \cdot S) + (f_{foss} \cdot R_{foss}) + (f_{imp} \cdot R_{imp})} \quad (8-24)$$

$$\mathbb{D} = \{S, W, R_{des}, R_{rec}, R_{foss}, R_{imp} \in \mathbb{R}_+, 0,2 \cdot S + (f_{foss} \cdot R_{foss}) + f_{imp} \cdot R_{imp} \neq 0\},$$

$$\mathbb{W} = \mathbb{R}_+$$

$W$	Wasserentnahmen ( <i>withdrawal</i> ) durch Haushalte, Industrie und Landwirtschaft im betrachteten Gebiet insgesamt [in Volumeneinheiten]
$S$	Wasseraufkommen ( <i>supply</i> ) im betrachteten Gebiet und oberhalb gelegener Gebiete [in Volumeneinheiten]
$R_{des}$	entsalztes Meerwasser ( <i>desalinated</i> ) [in Volumeneinheiten]
$R_{rec}$	wiederaufbereitetes Abwasser ( <i>recycled</i> ) [in Volumeneinheiten]

$f_{imp}$	Fremdbezugsfaktor (siehe Formel (8-22))
$R_{imp}$	importiertes Wasser ( <i>imported</i> ) [in Volumeneinheiten]
$f_{foss}$	fossiler Faktor (siehe Formel (8-23))
$R_{foss}$	fossiles Wasser ( <i>fossil</i> ) [in Volumeneinheiten]

für  $R_{des} = 0 \wedge R_{rec} = 0 \wedge R_{foss} = 0 \wedge R_{imp} = 0$

$$Idx_{an} \rightarrow \frac{W}{0,2 \cdot S}$$

$$W > 0,2 \cdot S \Rightarrow Idx_{an} > 1$$

$$W < 0,2 \cdot S \Rightarrow Idx_{an} < 1$$

Für die Berechnung des anthropogenen Index wird der WTA Indikator von Raskin et al (1997) um die sekundären Ressourcen erweitert und modifiziert. Dabei wird die in Tabelle 8-9 gezeigte kritische Schwelle des Wasserstressniveaus bereits in die Berechnungsformel integriert, in dem die zur Verfügung stehende Wassermenge aus dem natürlichen Aufkommen ( $S$ ) mit dem Schwellenwert 0,2 gewichtet wird. Ab dem Schwellenwert 0,2 wird das Wasserstressniveau im betrachteten Gebiet als mäßig hoch angesehen. Das heißt, in allen Gebieten, in denen mehr als 20% der natürlichen Ressource entnommen werden, ist mit zunehmenden Wasserstress zu rechnen, da den natürlichen Systemen Wasser entzogen wird und eine zukünftige Entwicklung negativ beeinflusst werden könnte.

Wird im Gebiet Wasser aus Entsalzung ( $R_{des}$ ) oder Abwasserrecycling ( $R_{rec}$ ) gewonnen, wird es von der Entnahme abgezogen und verkleinert dadurch den Wert im Zähler. Die Mengen aus Entsalzung und recyceltem Abwasser werden rechnerisch nicht zur Entnahme gezählt, da durch ihren Einsatz natürliche Süßwasserressourcen geschont werden. Wird dagegen im Gebiet ein großer Teil des verfügbaren Wassers durch Importe ( $R_{imp}$ ) oder aus fossilen Quellen ( $R_{foss}$ ) gewonnen, kann das unter Umständen negative Folgen haben, weil Ressourcen anderer Gebiete oder zukünftiger Generationen ausgebeutet werden. Diese ungewissen Folgen können durch den Einsatz des fossilen Faktors, bzw. des Fremdbezugsfaktors berücksichtigt werden, wodurch sich rechnerisch die verfügbare Wassermenge reduziert. Für den fossilen Faktor ( $f_{foss}$ ) könnte, wie bereits erwähnt, aus Sicherheitsgründen z.B. 0,1 als Defaultwert eingesetzt werden, wenn nichts über die Größe und die derzeitige Entnahme aus dem fossilen Speicher im Gebiet bekannt ist. Mit dem Fremdbezugsfaktor ( $f_{imp}$ ) könnte ebenso verfahren werden. Wird nun ein großer Teil der Wasserentnahmen im Gebiet aus den fossilen oder importierten Ressourcen gedeckt, werden natürliche Ressourcen geschont und der Wert des anthropogenen Index als Ausdruck der Wassermanagementanstrengungen im betrachteten Gebiet verringert sich. Das würde eine verbesserte Situation ausdrücken. Sind die sekundären Ressourcen allerdings aufgrund von Knappheiten unter Druck, was durch den jeweiligen Faktor ausgedrückt wird, erhöht sich der  $Idx_{an}$ , weil die komplette Entnahme einer rechnerisch um den Ausdruck der Knappheit verminderten verfügba-

---

ren Menge gegenübergestellt wird. Das würde dann auf ein schlechteres Wassermanagement in der Region hinweisen.

Der anthropogene Index ( $Idx_{an}$ ) ist, genau wie der klimatische Index, ein Gebietsindex. Er wird bezogen auf das gesamte Einzugsgebiet (oder auch Teileinzugsgebiet) ermittelt, in dem die zu bewertende Entnahme passiert. Der anthropogene Index ermöglicht es, zusätzlich zu Klima- und Speicherindex, die die klimatischen Wasserverhältnisse ausdrücken, eine Aussage über die durch den Menschen verursachte Wasserknappheit in einem Gebiet zu treffen. Der anthropogene Index gibt an, inwiefern der Mensch im betrachteten Gebiet zur Wasserknappheit beiträgt oder dieser durch Managementmaßnahmen entgegenwirkt. Nimmt der  $Idx_{an}$  Werte größer 1 an, weißt das auf eine Situation hin, in der der Mensch im betrachteten Gebiet einen bedenklich großen Teil des natürlichen Aufkommens nutzt und auch keine akzeptablen Maßnahmen (Nutzung von unbedenklichen sekundären Ressourcen) zur Bekämpfung der Wasserknappheit durchführt. Liegt der  $Idx_{an}$  unter 1, werden weniger als 20% des natürlichen Aufkommens genutzt oder entsprechende Maßnahmen zur Erhöhung des Aufkommens ergriffen. Der Druck auf die natürlichen Wasserressourcen ist also gering.

Das Verfahren kann auf einen oder mehrere Abschnitt eines Flussgebiets angewendet werden oder auf das gesamte Einzugsgebiet. Das betrachtete Gebiet kann, wie im Abschnitt 8.2 beschrieben, an die Datenverfügbarkeit angepasst werden, muss jedoch mit der Betrachtungsebene der übrigen Faktoren übereinstimmen.

Es wird darauf hingewiesen, dass die hier vorgeschlagene Berechnung des erweiterten WTA ( $Idx_{an}$ ) einen Vorschlag für Bewertung der anthropogen verursachten Wasserknappheit im Gebiet darstellt. Dabei werden Wertigkeiten für bestimmte sekundäre Wasserressourcen unterstellt, die einen normativen Charakter aufweisen. Die Formel (8-24) kann jedoch jederzeit auf neuere Erkenntnisse angepasst werden. In diesem Zusammenhang ist auch die Verwendung der Klassifikation der Stressniveaus diskussionswürdig, worauf im Abschnitt 8.4.6 näher eingegangen werden soll.

### ***Datengrundlage***

Für die Berechnung des  $Idx_{an}$  werden folgende Daten aus Statistiken oder ähnlichen Datenquellen benötigt.

Die regional entnommene Wassermenge ( $W$ ) wird durch die verschiedenen Nutzer bestimmt. Diese lassen sich den drei Sektoren Haushalte, Industrie und Landwirtschaft zuordnen. Entnahmemengen dieser Sektoren können für Deutschland der Statistik entnommen werden. Dabei setzt sich die gesamte Entnahme aus der öffentlichen und der nichtöffentlichen Wassergewinnung zusammen. Das Statistische Bundesamt stellt aktuellere Daten zur Verfügung, als die, die im Hydrologischen Atlas von Deutschland (HAD) enthalten sind. Es ist daher sinnvoll, die Daten des Statistischen Bundesamtes für die Flussgebietseinheiten zu verwenden. Diese Angaben finden sich in Tabelle 1.3 in der Publikation des Statistischen Bundesamtes (2013b) für die öffentliche Wassergewinnung und in Tabelle 1.4. der Publikation für die nichtöffentliche Entnah-

me (Statistisches Bundesamt 2013a). Der größte Teil des gewonnenen Wassers (87%) wird als Trinkwasser an Haushalte und Kleingewerbe abgegeben (Hein 2004).

Um das Wasseraufkommen ( $S$ ) im betrachteten Gebiet zu ermitteln, werden Informationen über die regional verfügbare Wassermenge benötigt. Bei wasserwirtschaftlichen Planungen spielt das „potentielle Wasserdargebot“ eine entscheidende Rolle. Das potentielle Wasserdargebot bezeichnet die Menge an Süßwasser, die natürlicher Weise, in einem bestimmten Gebiet und für eine bestimmte Zeit zur Verfügung steht (Reiss 2007). Die mittlere jährliche Abflusshöhe (MJA) ist ein Maß für das potentielle Wasserdargebot. Sie wird aus Niederschlag und tatsächlicher Verdunstung berechnet und stellt den gebietsbürtigen Abfluss dar. Sie beinhaltet den Landoberflächenabfluss, den Zwischenabfluss und den Grundwasserabfluss. Zu- und Abflüsse aus anderen Gebieten sind schlecht erfassbar, der Fehler wird aber mit zunehmender Größe des Einzugsgebiets vernachlässigbar klein (BMU 2003 Erläuterung zu 3.5). Das ermittelte Potential ist jedoch nicht überall in der untersuchten Region gleichmäßig verfügbar und kann außerdem saisonal abweichen. Dennoch ist das Wasserdargebot eine oft verwendete Größe, um die potentielle Wasserversorgung eines Gebiets zu klassifizieren.

Zur Bestimmung des Wasserdargebots werden die Angaben zur jährlichen Abflusshöhe aus dem Hydrologischen Atlas Deutschland (HAD) verwendet (BMU 2003). Die Karte 3.5 des HAD liefert eine detaillierte Aussage zur Gesamtabflussbildung und wird für ein Raster von 1 km dargestellt. Die mittlere Jahressumme der Abflusshöhe an der Messstelle des Vorfluters ergibt sich als arithmetisches Mittel der Gesamtabflusshöhen aller Flächeneinheiten des Einzugsgebietes (BMU 2003 Erläuterungen 3.5). Der Gesamtabfluss über mehrere Jahre ergibt das potentielle Wasserdargebot (BMU 2003). Auf der Angebotsseite wird der Abfluss hinzuaddiert, der aus anderen Gebieten in das Gebiet gelangt. Diese Größe kann zumindest für die deutschen Flussgebiete mit Hilfe der Abflussbilanzen und deren Erläuterungen auf Tafel 6.7. im HAD ermittelt werden. Für eine kleinräumigere Betrachtung müsste die Datenverfügbarkeit geprüft werden. Auf Länderebene stehen Daten über die „Total renewable Water resources“ bei AQUASTAT zur Verfügung (FAO 2011). Diese enthalten Zuflüsse aus dem Ausland durch grenzüberschreitende Gewässer, die in den „Total internal renewable water resources (IRWR)“ der AQUASTAT-Statistik nicht berücksichtigt werden.

In vornehmlich ariden Gebieten sollte zusätzlich berücksichtigt werden, ob Verträge mit Gebieten im Unterlauf bestehen, die eine Abgabe einer Mindestwassermenge festlegen, die dann rein rechnerisch auch nicht mehr für den inländischen Konsum zur Verfügung steht. Diese vertraglich festgelegten Mengen sollten in diesen Fällen dann wieder abgezogen werden. Im Prinzip entspricht dann die benötigte Größe, die für die Berechnung der anthropogenen Knappheit als verfügbare Menge ( $S$ ) eingesetzt wird, der in AQUASTAT als „Total renewable actual resources“ betitelten Größe.

Teilweise werden auch durch die Umweltministerien der einzelnen Bundesländer interaktive Karten, bzw. Klimadaten auf Bundesland, bzw. regionaler Ebene zur Verfügung gestellt. Ein Beispiel dafür wäre das Regionale Klimainformationssystem ReKIS für Sachsen, Thüringen und Sachsen-Anhalt, das für die Berechnung der jeweiligen Indikatorwerte verwendet werden kann.

---

### Anthropogener Index ( $Idx_{an}$ ) für die deutschen Flussgebiete

Zu Demonstrationszwecken wurden aus den oben genannten Daten die anthropogenen Indizes für die 10 großen Flussgebiete auf deutschem Staatsgebiet berechnet. Für die großen räumlichen Einheiten der Flussgebiete zeigt sich in den meisten Fällen eine niedrige bis moderate Knappheit (Tabelle 8-12). Lokal, z.B. in der Umgebung von großen Ballungszentren kann die anthropogene Wasserknappheit deutlich höher sein. Dort muss der Bedarf mittels Fernleitungen gedeckt werden. Auch in trockeneren Gebieten werden Schwankungen im Wasserdargebot mit Hilfe von Talsperren ausgeglichen (vgl. Erläuterung zu Karte 7.2, S.212 im HAD).

**Tabelle 8-12: Anthropogener Index ( $Idx_{an}$ ) berechnet für die deutschen Flussgebiete (inkl. ausländische Zuflüsse)**

Flussgebiete (nach HAD)	S = Mittlerer jährlicher Abfluss <sup>1</sup> [1000 m <sup>3</sup> /a]	W = Wassergewinnung <sup>2</sup> insg. [1000 m <sup>3</sup> /a]	$Idx_{an} [W/0,2S]$ <sup>3</sup>	Bedeutung Index <sup>4</sup>
Ems	3.942.000	268.476	0,34	niedrig
Nordsee	2.365.200	73.858	0,16	niedrig
Weser	12.614.400	1.979.301	0,78	moderat
Elbe	28.382.400	5.450.530	0,96	moderat
Ostsee	4.888.080	321.720	0,33	niedrig
Oder	788.400	90.632	0,57	moderat
Donau	45.727.200	4.053.687	0,44	niedrig
Rhein	75.371.040	16.635.160	1,10	mäßig hoch
Ijssel	1.261.440	61.979	0,25	niedrig
Maas	1.103.760	436.696	1,98	mäßig hoch

Die Gewinnung entspricht in der Statistik allerdings nicht dem Verbrauch, da Wasser teilweise auch ungenutzt wieder abgegeben wird. Dennoch wird das Wasser zunächst aus der Umwelt entnommen. Um eine Aussage über die Wasserversorgung aus Quellen im selben Einzugsgebiet treffen zu können, kann auch die Gewinnung der Verwendung in einem Gebiet gegenübergestellt werden. In großen Ballungszentren oder im Umfeld großer Industriegebiete kann der Bedarf die im Gebiet verfügbare Menge überschreiten. Dieses Defizit muss dann durch Importe über Fernleitungen aus anderen Gebieten gedeckt werden. Solche „Hotspots“ werden durch die eher großflächige Betrachtung der Flussgebiete bzw. seiner Teileinzugsgebiete nicht sichtbar.

---

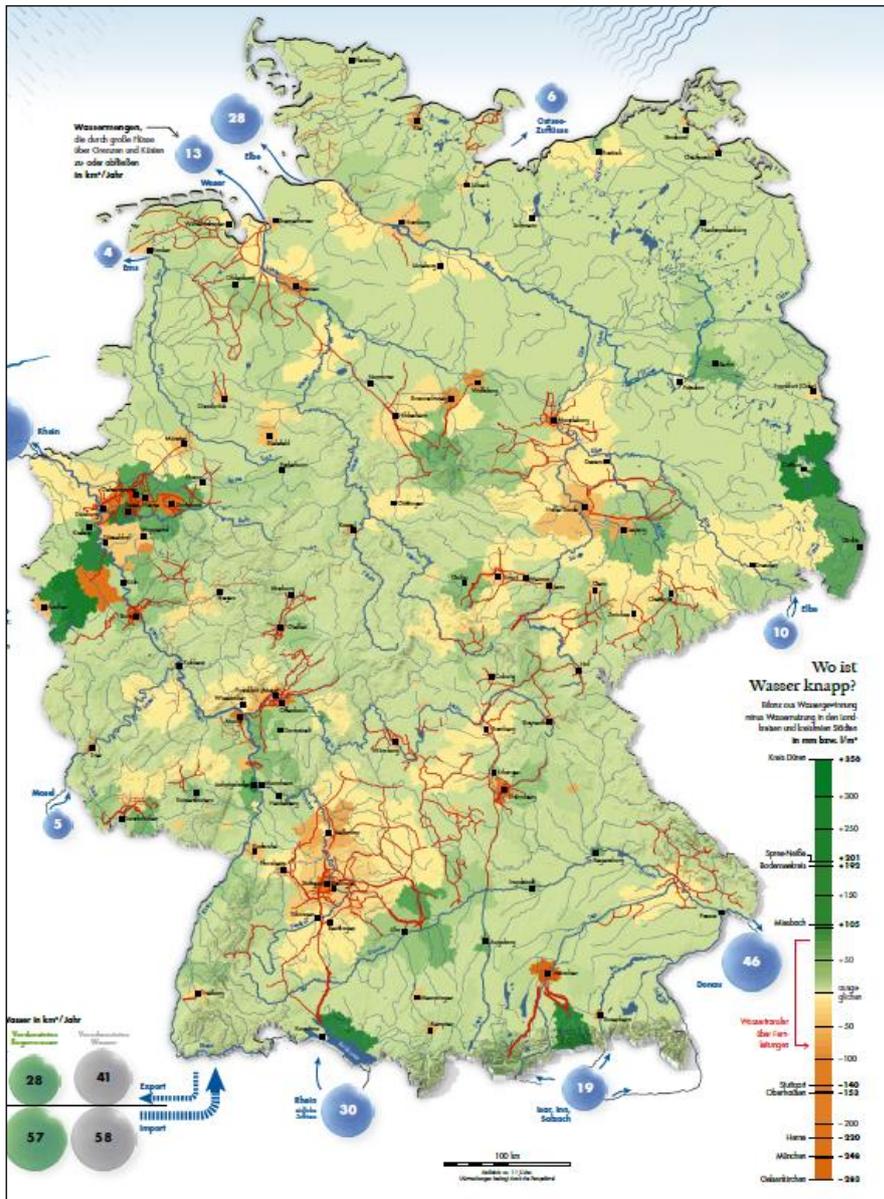
<sup>1</sup> BMU 2003, Karte 3.5

<sup>2</sup> Statistisches Bundesamt 2013a und 2013b

<sup>3</sup> die Formel reduziert sich hier auf die Elemente W und S da keine sekundären Ressourcen verwendet werden. Auf den Wasserimport wird im Text nach der Tabelle eingegangen

<sup>4</sup> abgeleitet aus den Schwellenwerten nach Raskin et al.(1997), wenn 0,2 die Grenze von moderat zu mäßig hoch darstellt

Sie lassen sich meist besser auf einer kleinräumigen Ebene, wie z.B. der Kreisebene herausarbeiten (vgl. Abbildung 8-7; Hirschfeld et al. 2014).



**Abbildung 8-7:** Ausschnitt aus Hirschfeld et al. (2014). Darstellung der Bilanz aus Wassergewinnung und Verwendung sowie nötiger Wasserimporte über Fernleitungen auf Landkreisebene.

In größeren Einheiten, wie den Flussgebieten oder auch den Teileinzugsgebieten werden Importe in der Bilanz nicht sichtbar, da meist aus demselben Flussgebiet Wasser bezogen wird. Nur wenige große Einzugsgebiete benötigen Importe aus anderen Flussgebieten. Die Abbildung 8-7 und die Tabelle 8-13 verdeutlichen jedoch, dass sich die Situation der Knappheit in kleinräumigen Einheiten stark von der Situation im gesamten Einzugsgebiet unterscheiden kann. Es wäre deshalb wünschenswert, die anthropogene Knappheit möglichst kleinräumig zu ermitteln (z.B.

auf Kreisebene), wobei die Berücksichtigung von sekundären Wasserressourcen eine wichtige Rolle bei der Beurteilung der lokalen Knappheit spielt.

**Tabelle 8-13 Salden zwischen Wassergewinnung und –verwendung (in 1000m<sup>3</sup>) in den großen deutschen Flussgebieten sowie ihrer Teilgebiete im Jahr 2010 (Berechnet nach Statistisches Bundesamt 2013a und 2013b).**

Flussgebiet	Teileinzugsgebiet	Gewinnung insg.	Verwendung insg. <sup>1</sup>	Saldo Gewinn- Verendung
<b>Ems</b>		<b>268.476</b>	<b>276.310</b>	<b>-7.834</b>
	Obere Ems	140.993	147.477	-6.484
	Ems/Nordradde	45.309	47.224	-1.915
	Hase	71.110	69.501	1.610
	Leda-Jümme	11.063	12.108	-1.045
<b>Nordsee</b>		<b>73.858</b>	<b>71.887</b>	<b>1.971</b>
	Eider	44.453	41.907	2.546
	Untere Ems	27.964	28.520	-556
	Ems-Ästuar	1.442	1.460	-18
<b>Weser</b>		<b>1.979.301</b>	<b>1.914.034</b>	<b>65.267</b>
	Werra	113.645	111.046	2.599
	Fulda/Diemel	119.965	109.171	10.795
	Weser	1.306.312	1.302.377	3.935
	Aller	221.456	240.394	-18.938
	Leine	217.923	151.045	66.877
<b>Elbe</b>		<b>5.450.530</b>	<b>4.835.243</b>	<b>615.287</b>
	Obere Moldau	182	107	75
	Berounka	101	89	12
	Eger und Untere Elbe	8.380	6.541	1.839
	Mulde-Elbe-Schwarze Elster	363.618	253.932	109.687
	Saale	516.217	499.904	16.314
	Mittelelbe-Elde	144.642	133.762	10.880
	Havel	1.242.965	780.107	462.858
	Tide-Elbe	3.174.424	3.160.802	13.622
<b>Ostsee</b>		<b>321.720</b>	<b>318.768</b>	<b>2.951</b>
	Schlei/Trave	232.816	231.799	1.017
	Warnow/Peene	88.903	86.969	1.934
<b>Oder</b>		<b>90.632</b>	<b>80.058</b>	<b>10.574</b>
	Mittlere Oder	27.175	23.120	4.055
	Lausitzer Neiße	14.958	11.735	3.223
	Stettiner Haff	8.319	7.431	887
	Untere Oder	40.180	37.771	2.409

*Fortsetzung siehe folgende Seite*

<sup>1</sup> Streng genommen müsste hier der Wassergebrauch abgezogen werden

Fortsetzung von Tabelle 8-13

<b>Ijssel</b>	<b>Deltarhein</b>	<b>61.979</b>	<b>58.810</b>	<b>3.169</b>
<b>Maas</b>	<b>Maas</b>	<b>436.696</b>	<b>206.693</b>	<b>230.003</b>
<b>Donau</b>	<b>Donau</b>	<b>4.053.687</b>	<b>3.985.629</b>	<b>68.058</b>
<b>Rhein</b>		<b>16.635.160</b>	<b>16.306.006</b>	<b>329.153</b>
	Alpenrhein/Bodensee	69.482	67.483	1.998
	Hochrhein	142.228	139.301	2.927
	Oberrhein	8.841.519	8.756.415	85.104
	Neckar	1.087.670	1.039.214	48.456
	Main	1.344.625	1.329.222	15.403
	Mosel/Saar	252.556	221.878	30.678
	Mittelrhein	209.674	200.230	9.445
	Niederrhein	4.687.406	4.552.263	135.143

Für die konkrete Anwendung kann die Betrachtungsebene flexibel an die Datenlage oder die jeweiligen Anforderungen angepasst werden. In jedem Fall sollte aber versucht werden, das betrachtete Gebiet so eng wie möglich zu fassen. Wenn konkrete Daten für das regionale Einzugsgebiet vorhanden sind, sollten diese benutzt werden. Sollten keine regionalen Daten verfügbar sein können auch Werte der großräumigen Flussgebiete oder Daten auf Länderebene verwendet werden (z.B. aus AQUASTAT), obwohl in diesem Fall weniger genaue Differenzierungen möglich sind. In jedem Fall sollten aber alle Daten über die berücksichtigte Ressourcenherkunft sowie die zugrunde gelegten Werte für Aufkommen und Entnahme genau dokumentiert werden.

#### 8.4.1.4 Zusammenführung der Komponenten für die quantitative Bewertung

Im nächsten Schritt werden die Indizes der klimatischen und der anthropogenen Komponente zusammengeführt. Klimaindex ( $Idx_{an}$ ), ggf. Speicherindex ( $Idx_{st}$ ) und anthropogener Index ( $Idx_{cl}$ ) werden für die Gewichtung der verbrauchten Blauwassermenge ( $C_{bl}$ ) eingesetzt, die bereits in der Sachbilanz ermittelt wurde. Die Berechnungsvorschrift in ihrer vereinfachten Form ist in Formel (8-25) dargestellt. Als Ergebnis ergibt sich der nach der Knappheit bewertete Blauwasserverbrauch ( $srC_{ble}$ ), der in einem späteren Schritt als ein Element des eigentlichen Wirkungsindikatorwertes ( $Ind_{wv}$ ) verwendet werden soll (siehe Abschnitt 8.4.5).

Berechnung des mit den Knappheitsindizes bewerteten Blauwasserverbrauchs  $srC_{ble}$ :

$$srC_{ble} = (C_{bl} \cdot Idx_{an}) - (C_{bl} \cdot Idx_{cl}) - (C_{bl} \cdot Idx_{st})$$

$$srC_{ble} = C_{bl} \cdot (Idx_{an} - Idx_{cl} - Idx_{st}) \quad (8-25)$$

---

$C_{bl}$	tatsächlicher Verbrauch blaues Wasser (aus Sachbilanz vgl. S.114)
$Idx_{an}$	anthropogener Index (siehe S.138)
$Idx_{cl}$	Klimaindex (siehe S.128)
$Idx_{st}$	Speicherindex (siehe S.130)

Wie bereits auf Seite 138 gezeigt, kann der anthropogene Index  $Idx_{an}$  Werte gleich oder größer als Null annehmen. Dabei bezeichnen alle Werte von 0 bis 1 ein gutes Wassermanagement im Gebiet. Dagegen weisen alle Werte größer als 1 auf ein problematisches Wassermanagement im betrachteten Gebiet hin. Vom Wert des anthropogenen Index wird der Klimaindex abgezogen, wenn sich das betrachtete Gebiet in einer humiden Klimazone befindet, denn dann nimmt der  $Idx_{cl}$  Werte größer als Null an. Befindet sich das betrachtete Gebiet dagegen in einer ariden Region werden Werte zwischen 0 und 1 addiert, da der  $Idx_{cl}$  in diesem Fall negativ wird. Nur in sehr wasserreichen perhumiden Regionen wird der  $Idx_{cl}$  Werte größer als 1 annehmen. Wenn außerdem ein Speicherindex berechnet werden konnte, dann besitzt dieser einen Wertebereich kleiner als Null. Das heißt, der Speicherindex  $Idx_{st}$  würde ebenfalls addiert werden, wenn es unterjährige Speicherdefizite gibt.

Der bewertete Wasserverbrauch ( $srC_{ble}$ ) kann demnach für aride bis trocken-subhumide Klimata mit gleichzeitig schlechtem Wassermanagement ( $Idx_{an}$ ) große positive Werte annehmen, da der tatsächliche Wasserverbrauch  $C_{bl}$  mit einem Wert größer 1 gewichtet wird. Ein Wasserverbrauch in diesem Gebiet würde demnach eine höhere Belastung darstellen, als wenn Wasser an einem Ort ohne klimatische Trockenheit und mit gutem Wassermanagement entnommen würde.

Das Ergebnis der Berechnung ( $srC_{ble}$ ) in Formel (8-25) drückt aus, ob der in der Sachbilanz ermittelte Verbrauch von blauem Wasser im betrachteten Fall als kritisch angesehen werden muss oder nicht. Je größer der Indikator im Vergleich zur tatsächlich verbrauchten Menge an blauem Wasser ausfällt, desto kritischer ist der Wasserverbrauch in der Region einzuschätzen. Ist er geringer als die tatsächlich verbrauchte Menge, wird der Verbrauch als weniger kritisch angesehen.

Die bewertete Verbrauchsmenge ist ein Zeigerwert und wird in Blauwasseräquivalenten [ $ble$ ] angegeben.

## 8.4.2 Bewertung des Grünwasserverbrauchs

### 8.4.2.1 Konzept

Pflanzen im Allgemeinen und Bäume im Speziellen sind ein wichtiger Teil des natürlichen Wasserkreislaufs. Es liegt dabei nicht in der Hand des Menschen, den Wasserverbrauch von Pflanzen zu steuern oder zu beeinflussen. Der Mensch kann lediglich mittels der Wahl der Landnutzungsform Einfluss auf den Wasserverbrauch in einem Gebiet nehmen. Aus diesem Grund ist es nicht gerechtfertigt, den Wasserverbrauch von Pflanzen in voller Höhe dem Ver-

brauch von blauem Wasser gleichzusetzen und daraus einen einzigen Wasserverbrauch zu berechnen. Grünes Wasser sollte nur zum Teil als verbraucht angerechnet werden.

Für die theoretische Herleitung der angerechneten Menge werden Übergangspunkte zwischen grünem und blauem Wasser herangezogen. Einer dieser Übergangspunkte zwischen grünem und blauem Wasser ist das Perkolieren von Bodenwasser in das Grundwasser. Das Sickerwasser trägt zur Grundwasserneubildung bei und wird durch die jeweilige Landnutzungsform wesentlich beeinflusst. Ein gewisser Teil des Wassers wird durch die Vegetation davon abgehalten, ins Grundwasser zu perkolieren und zur Grundwasserneubildung beizutragen. Dieser Teil des Niederschlags, der von der Vegetation zurückgehalten wird, wird in der Bilanz als verbraucht angerechnet.

Ein weiterer Übergangspunkt ist der Beitrag der Vegetation zum Wasserkreislauf, dort wo verdunstetes Wasser zu Niederschlag wird, verwandelt sich -über die Zwischenstufe des weißen Wassers- grünes in blaues Wasser. In einigen Studien wurde dieser Zusammenhang und der Beitrag der Vegetation zur Niederschlagsbildung untersucht (Van der Ent et al. 2010; Ellison et al. 2012; Schlesinger & Jasechko 2014). Dabei wurde herausgefunden, dass die Vegetation zu einem unterschiedlich großen Teil den Niederschlag über den Kontinenten verstärkt<sup>1</sup>, sodass mehr Niederschlag auf den Kontinenten niedergeht als allein vom Meer mit den Wolken zu den Kontinenten gelangt. Dieser Anteil der Verdunstung, der zur Niederschlagsbildung beiträgt, sollte in der Bilanz nicht zum Verbrauch gezählt werden, obwohl auch hier das Kriterium aus Tabelle 2-2 zutreffend wäre, dass verdunstetes Wasser im Unterlauf nicht mehr zur Verfügung steht.

Um den Verbrauch von grünem Wasser in die hier vorgestellte Bewertungsmethode zu integrieren wird daher die im Folgenden beschriebene Berechnung vorgeschlagen. Aus der tatsächlich verwendeten Wassermenge, die für den biologischen Produktionsprozess entnommen wird, wird unter Berücksichtigung der genannten Zusammenhänge ein gewichteter Verbrauch berechnet. Dieser gewichtete Grünwasserverbrauch entspricht einer theoretischen Menge an blauem Wasser (Blauwasseräquivalente), die dann gleichberechtigt wie der Blauwasserverbrauch bewertet werden kann.

Wie bereits in Kapitel 8.3.2.2 erläutert, zählt bei biologischen Produktionssystemen das perkolierende Niederschlagswasser nicht zum Grünwasserverbrauch und wird daher lediglich in der Qualitätsbewertung berücksichtigt.

---

<sup>1</sup> abhängig von der Entfernung zum Ozean, je nach Lage auf dem Kontinent; je nach Kontinent

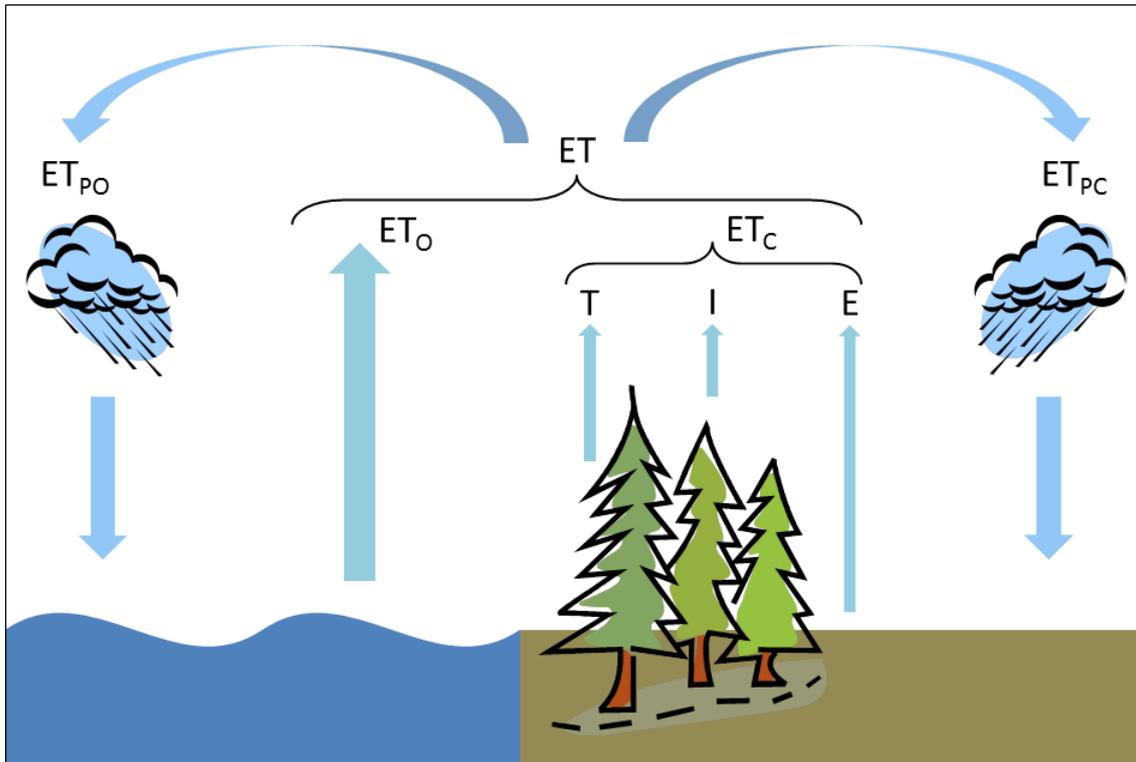


Abbildung 8-8 Schematische Darstellung der einzelnen Elemente der Evapotranspiration<sup>1</sup>

Um die äquivalente Blauwassermenge berechnen zu können, werden die folgenden Informationen benötigt:

- Anteil der Transpiration ( $T$ ) sowie der Interzeption ( $I$ ) an der Evapotranspiration ( $ET_C$ ) der untersuchten Landbedeckung
- Anteil der kontinentalen Evapotranspiration ( $ET_C$ ) an der gesamten globalen Evapotranspiration ( $ET$ )
- Anteil der Gesamt-Evapotranspiration, der als Niederschlag wieder auf den Kontinent fällt ( $ET_{PC}$ )

#### 8.4.2.2 Berechnungsgrundlagen

##### Bestandteile der Evapotranspiration

Die Evapotranspiration setzt sich aus der Pflanzentranspiration ( $T$ ), der Interzeptionsverdunstung ( $I$ ) und der Verdunstung von Bodenoberflächen ( $E$ ) zusammen (siehe Abbildung 8-8). Pflanzen verhindern durch Transpiration und Interzeption, dass Niederschlagswasser ins Grundwasser gelangt. Diese verdunstete Menge steht nicht für die Grundwasserneubildung zur Verfügung und wird deshalb als Verbrauch von grünem Wasser ( $C_{gn}$ ) in die Sachbilanz aufge-

<sup>1</sup>  $ET_{PO}$  ist die der Anteil der Evapotranspiration, der als Niederschlag über dem Meer niedergeht;  $ET_O$  ist die Evapotranspiration von Meeresflächen bzw. Ozeanen;  $ET_{PC}$  Anteil Evapotranspiration, der wieder auf Kontinente fällt

nommen (vgl. Kapitel 8.3.2.2). Oberflächen- und Zwischenabfluss, sowie Bodenverdunstung sind unabhängig von der Vegetation und werden deshalb in die Bestimmung des Grünwasser- verbrauchs nicht einbezogen. Andererseits muss auch berücksichtigt werden, dass diese Bestandteile zum Teil ebenfalls von der Landnutzungsform beeinflusst werden.

In der Literatur werden Transpiration ( $T$ ), Interzeption ( $I$ ) usw. häufig als Anteile am Freiland- niederschlag angegeben. In Tabelle 8-14 wurden Angaben für typische Landnutzungsformen aus verschiedenen Literaturquellen beispielhaft zusammengestellt. Diese Angaben können für die hier vorgeschlagene Bewertungsmethode als Defaultwerte verwendet werden, um mit Hilfe von regionalen Niederschlagsdaten (in mm/a) den Wasserverbrauch der jeweils untersuchten Landbedeckung in etwa zu ermitteln. Sind eigene Daten über Transpiration bzw. Interzeption der aktuell zu bewertenden Kultur oder Landnutzung verfügbar, sollten diese bevorzugt verwendet werden.

**Tabelle 8-14: Typische Wasserhaushaltsparameter für verschiedenen Landnutzungen (P: Nieder- schlag; ET: Evapotranspiration; T: Transpiration; I: Interzeption; E<sub>B</sub>: Bodenverdunstung; R<sub>o</sub>: Oberflächenabfluss)**

Quelle	Landnutzung	P		ET		T		I		E <sub>B</sub>		R <sub>o</sub>	
		mm/a	% P	mm/a	% P	mm/a	% P						
1)	Wald, Buche	832	75	628	41	340	19	159	16	129	23	193	23
2)	Wald, Buche	891	78	692	40	356	27	241	11	94	15	138	15
	Wald, Kiefer	642	81	522	49	314	24	152	9	55	12	79	12
	Wald, Fichte	963	73	708	40	385	30	290	3	32	21	205	21
	Wald, Eiche	725	86	621	47	338	24	177	14	105	17	123	17
3)	Gras	787	47	371	37	290	10	81	-	-	54	425	54
	Wald, Eiche/Buche	775	63	488	37	289	20	156	5	42	36	282	36
	Wald, Kiefer	775	76	586	34	264	36	282	5	39	24	186	24
4)	Wald, allgemein	-	88	-	53	-	26	-	9	-	10	-	10
	Acker	-	43	-	17	-	7	-	19	-	52	-	52
	Grünland	-	65	-	33	-	16	-	16	-	30	-	30
5)	dichte Bebauung	-	20	-	-	-	-	-	-	-	5	-	5
	lockere Bebauung	-	50	-	-	-	-	-	-	-	20	-	20

<sup>1)</sup> Herbst&Hörmann (1998); <sup>2)</sup> Van der Salm (2004); <sup>3)</sup> Klein (2000); <sup>4)</sup> Baumgartner&Liebscher (1990); <sup>5)</sup> Simon (2002)

In bestimmten Fällen werden Informationen über die Zusammensetzung der Evapotranspiration ( $ET$ ) benötigt, da nur die angegeben und nicht nach Interzeption ( $I$ ), Transpiration ( $T$ ) und Bodenverdunstung ( $E_B$ ) differenziert wird (vgl. Tabelle 8-15).

Sind nur Informationen über die gesamte Evapotranspiration der jeweiligen Landnutzungsform verfügbar, lässt sich der Anteil von Transpiration und Interzeption ebenfalls mit Hilfe der Durchschnittswerten in Tabelle 8-14 berechnen.

**Tabelle 8-15: Evapotranspiration (ET) von verschiedenen Landnutzungsformen in Deutschland und Europa**

Quelle	Landnutzung/Ort	ET [mm/a]
Armbruster et al. (2004)	Fichte, BW	510
	Fichte, SN	562
Vermeiren et al. (2010)	Buche, BY	515
	Buche, SLO	547
	Buche, NI	526
Gluga et al. (2003) S.82	Sandiger Boden	
	Laubwald	560
	Nadelwald	600
	Ackerland	494
	Vegetationslos	418
	Bindiger Boden	
	Laubwald	584
	Nadelwald	626
	Ackerland	540
	Grünland	496
Vegetationslos	488	
	Versiegelt	228

Fasst man für alle in Tabelle 8-14 und Tabelle 8-15 aufgelisteten Evapotranspirationsmengen in den Gruppen Laub- und Nadelwald zu einem arithmetischen Mittel zusammen, so ergeben sich Evapotranspirationswerte, die für Nadelwald nur geringfügig größer sind als für Laubwald:

- *ET* Laubwald:  $571 \pm 61,2$  mm/a
- *ET* Nadelwald:  $588 \pm 67,2$  mm/a

Die Evapotranspiration wird jedoch ebenfalls stark durch regionale Faktoren wie Niederschlag, Temperatur und Bodenverhältnisse beeinflusst.

Für die Berechnung des Grünwasserverbrauch können die zur Verfügung gestellten Orientierungswerte verwendet werden oder eigene, gemessene Daten.

#### Anteil der Pflanzenverdunstung an der kontinentalen Evapotranspiration

Die gesamte Evapotranspiration im globalen Maßstab setzt sich aus der Verdunstung von Meeresoberflächen ( $ET_o$ ) und der Verdunstung von Landmassen ( $ET_c$ ) zusammen. Für die Berechnung des bewerteten Verbrauchs wird der Anteil der Pflanzen-Transpiration ( $T$ ) an der gesamten Evapotranspiration über den Landmassen ( $ET_c$ ) benötigt (8-26). Als Bezeichnung für diesen Anteil wird hier, das Symbol  $\tau$  eingeführt.

$$\tau = \frac{T}{ET_c} \quad (8-26)$$

$\tau$	Anteil Pflanzentranspiration an der terrestrischen Evapotranspiration
$T$	Pflanzentranspiration ( <i>transpiration</i> ), meist in [mm/a]
$ET_c$	Evapotranspiration von Kontinenten meist in [mm/a]

Schlesinger et al. (2014) werteten 81 Studien aus, um die Komponenten der Evapotranspiration in unterschiedlichen Vegetationszonen quantifizieren zu können. Im weltweiten Durchschnitt lassen sich ca. 61% der gesamten Evapotranspiration auf die Transpiration zurückführen. In den einzelnen Vegetationszonen bewegt sich der Anteil der terrestrischen Pflanzentranspiration ( $\tau$ ) zwischen  $47 \pm 10\%$  in mediterranen Strauchlandschaften und  $70 \pm 14\%$  in tropischen Regenwäldern. Weitere relevante Informationen sind in Tabelle 8-16 zusammengefasst.

**Tabelle 8-16: Anteil der Transpiration an der terrestrischen Evapotranspiration ( $\tau$ ) inkl. der Angabe der Standardabweichung (aus Schlesinger&Jasechko, 2014; Tab. 1 und Anhang)**

Vegetationszone	$\tau$ [in %]
Tropischer Regenwald	$70 \pm 14$
Tropische Savannen	$62 \pm 19$
Sommergrüner Laubwald	$67 \pm 14$
Mischwald in gemäßigten Breiten	$55 \pm 15$
Grünland in gemäßigten Breiten	$57 \pm 19$
Borealer Nadelwald	$65 \pm 18$
Wüste	$54 \pm 18$
Steppe	$48 \pm 12$
Garigue, Macchie	$47 \pm 10$
Landwirtschaftliche Fläche	$58 \pm 18$
<i>Gewichtetes Mittel aller Zonen</i>	<i><math>61 \pm 15</math></i>

Die Angaben über den Anteil der Transpiration an der kontinentalen Evapotranspiration unterscheiden sich in verschiedenen Literaturquellen. Jasechko et al. (2013) ermitteln einen Anteil von 80-90% der Transpiration an der kontinentalen Evapotranspiration ( $ET_c$ ). Aemisegger et al. (2014) ermitteln für Europa einen Transpirationsanteil von 62-76% an der kontinentalen Evapotranspiration ( $ET_c$ ) und Schlesinger et al. (2014) gehen aufgrund ihrer Literaturstudie von einem 60-80% Anteil der Transpiration an der kontinentalen Evapotranspiration ( $ET_c$ ) aus (vgl. Tabelle 8-16).

---

### Beitrag zur Niederschlagsbildung

Um zu berechnen, zu welchem Teil die Vegetation zur Niederschlagsbildung über den Kontinenten beiträgt, können die Ergebnisse verschiedener neuerer Studien genutzt werden.

Ausgehend von der Diskussion von Ellison et al. (2012) und Van Der Ent et al. (2012), ist es nicht verständlich, warum das von Pflanzen benötigte grüne Wasser komplett als Verbrauch angesehen wird. Ellison et al. (2012) argumentieren, dass die Wasserverwendung durch Wälder nicht nur von der Verbrauchsseite betrachtet werden sollten, sondern auch deren Vorteile auf den Wasserkreislauf. Aus diesem Grund wird im Rahmen der hier vorgestellten Methode ein Bewertungsfaktor für das verbrauchte grüne Wasser eingeführt. Dabei wird die Erhöhung der Zirkulationsrate im Wasserkreislauf zugrunde gelegt. Ein Teil des durch Wälder verdunsteten Wassers wird zu Niederschlag, der wieder auf die Erde fällt und somit das Wasserangebot auf regionaler bzw. globaler Ebene erhöht, vor allem aber zur Erhöhung des Niederschlags in weit vom Ozean entfernten kontinentalen Gebieten beiträgt. Verschiedene Studien haben den Beitrag der Vegetation zur Niederschlagsbildung untersucht (Rockström & Gordon 2001; Gordon et al. 2005; Makarieva & Gorshkov 2007; Kravčík et al. 2008; Sheil & Murdiyarso 2009). Makarieva & Gorshkov (2007) stellen im Allgemeinen fest, dass Wälder einen wesentlichen Einfluss auf die verfügbare Feuchte auf den Kontinenten haben, die nötig ist, um das Leben an Land zu gewährleisten.

Die Studie von Van der Ent et al. (2010) liefert konkrete Informationen über die Entstehung und Verteilung von Niederschlag weltweit. Die Autoren berechnen unter anderem die Recycling-Rate ( $\epsilon_c$ ), die im Folgenden als Grünwasser-Recyclingfaktor ( $f_{GWR}$ ) bezeichnet werden soll (8-27). Dieser gibt den Anteil an der Evapotranspiration an, der von den Kontinenten verdunstet und mit dem Niederschlag wieder auf Landmassen fällt.

#### Berechnung des Grünwasser-Recyclingfaktors ( $f_{GWR}$ ):

$$f_{GWR} = \frac{ET_{PC}}{ET} \quad (8-27)$$

$ET_{PC}$       terrestrische Evapotranspiration, die als Niederschlag auf die Kontinente zurück fällt (meist in mm/a)

$ET$           gesamte Evapotranspiration von Landmassen und Ozeanen (meist in mm/a)

Der Grünwasser-Recyclingfaktor ( $f_{GWR}$ ) unterscheidet sich zwischen den einzelnen Kontinenten. Im weltweiten Durchschnitt fallen 57% des von den Kontinenten verdunsteten Wassers wieder als Niederschlag auf Landmassen. Van der Ent (2010) berechneten in ihrer Veröffentlichung Recyclingfaktoren für die verschiedenen Kontinente. Diese werden für die spätere Berechnung des Bewertungsfaktors benötigt und sind in Tabelle 8-17 zusammengefasst.

**Tabelle 8-17** Grünwasser-Recyclingfaktor ( $f_{GWR}$ ) - Anteil der gesamten kontinentalen Evapotranspiration, der als Niederschlag auf Landmassen fällt (nach Van der Ent et al. 2010)

Kontinent	$f_{GWR}$ [in %] <sup>1</sup>
Europa	66
Nordamerika	42
Südamerika	59
Afrika	62
Asien	58
Ozeanien	29
<i>Alle Kontinente</i>	57

#### 8.4.2.3 Bewertung Grünwasserverbrauch

Aus den Informationen zur Niederschlagsherkunft und dem Anteil der Pflanzentranspiration an der Evapotranspiration lässt sich ein durchschnittlicher Beitrag der Vegetation zur Niederschlagsbildung berechnen.

Im Durchschnitt fallen 57% des von Landflächen verdunsteten Wassers wieder als Niederschlag auf die Kontinente (Tabelle 8-17). Dabei beträgt der Anteil ( $\tau$ ) der Pflanzentranspiration an der insgesamt verdunsteten Wassermenge durchschnittlich 61%. Das heißt, im Mittel trägt die Pflanzentranspiration zu rund 35% des über Landmassen fallenden Niederschlags bei. Für die einzelnen Vegetationsformen und Kontinente ergeben sich unterschiedliche Raten. Nach dieser Berechnung lässt sich ein durchschnittlicher Faktor von 35% ableiten, der zur Charakterisierung des Grünwasserverbrauchs verwendet werden kann. Er drückt den Beitrag der Transpiration am kontinentalen Niederschlag aus. Dies ist aber lediglich ein Näherungswert, da hier mit sehr großflächigen Durchschnittswerten, über die verschiedensten Landschaftsformen hinweg, gerechnet wurde. Der Anteil der Transpiration unterscheidet sich zwischen den unterschiedlichen Formen der Landnutzung. Des Weiteren hängt die konkrete Niederschlagsherkunft von der betrachteten Hemisphäre sowie von der Lage des jeweiligen Kontinents im Verhältnis zum Ozean ab. Es wird daher empfohlen, eine differenzierte Rechnung durchzuführen, die im Folgenden beschrieben wird. Voraussetzung dafür ist allerdings eine ausreichende Datenverfügbarkeit.

<sup>1</sup> Bei Van der Ent et al. (2010) als  $\epsilon_c$  bezeichnet

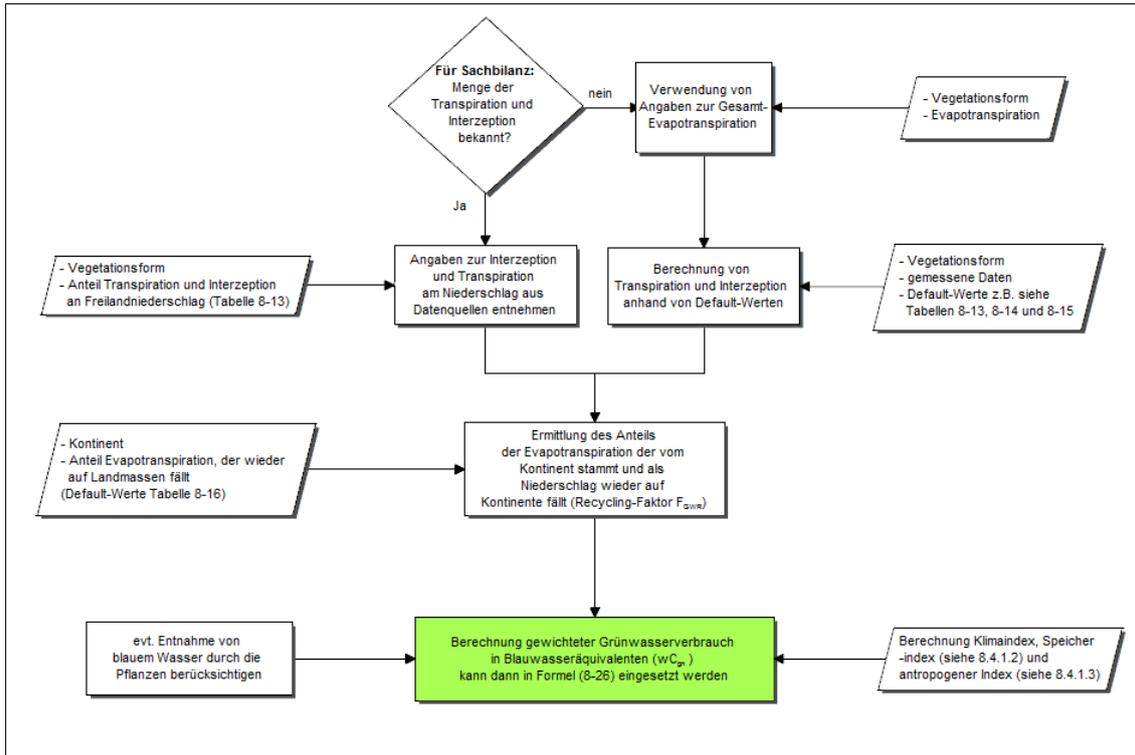


Abbildung 8-9 Vorgehen bei der Bewertung des Grünwasserverbrauchs

Abbildung 8-9 zeigt die Abfolge der einzelnen Schritte bei der Bewertung des tatsächlichen Grünwasserverbrauchs. Damit die verbrauchten Grünwassermengen in einem späteren Schritt überhaupt bewertet werden können, müssen sie zunächst mit dem sogenannten Recyclingfaktor gewichtet werden und damit in blauwasser-äquivalente Mengen („gewichteter Grünwasserverbrauch“) umgerechnet werden. Die Berechnung des gewichteten Grünwasserverbrauchs wird im Folgenden genauer erläutert.

Wie in Formel (8-28) dargestellt, wird zunächst die verdunstete Grünwassermenge mit dem nicht-recyclten Anteil der Evapotranspiration ( $1 - f_{GWR}$ ) gewichtet. Nur Wasser, das tatsächlich verdunstet, kann auch in der Atmosphäre recycelt werden. Das im Produkt gespeicherte Wasser wird nicht im System verdunstet und wird deshalb vor der Gewichtung abgezogen. Als Ergebnis erhält man den gewichteten Grünwasserverbrauch  $wC_{gn}$ .

Berechnung des gewichteten (weighted) Grünwasserverbrauchs  $wC_{gn}$ , in Blauwasseräquivalenten [ble]:

$$wC_{gn} = (T + I + Q_{Stb} - pQ) \cdot (1 - f_{GWR}) \quad (8-28)$$

$T$  Pflanzentranspiration (*transpiration*) (meist in mm/a)

$I$  Interzeptionsverdunstung (*interception*) (meist in mm/a)

$f_{GWR}$	Grünwasser-Recyclingfaktor
$Q_{Stb}$	in der Biomasse zwischengespeichertes Wasser ( <i>stored in biomass</i> ) (vgl Formel 8-9)
$pQ$	Wassermenge im Produkt ( <i>product</i> ) $pQ \subseteq Q_{SB}$

Durch die Gewichtung wird nur der Teil des für den biologischen Produktionsprozess entnommenen Wassers als verbraucht angesehen, der nicht zur Niederschlagsbildung über Kontinenten beiträgt. Damit entspricht die bewertete Verbrauchsmenge an grünem Wasser der Menge an blauem Wasser, die durch die betrachtete Produktion nicht gebildet werden kann. Das dem Boden entzogene grüne Wasser kann nicht mehr zur Grundwasserneubildung beitragen. Vom verdunsteten Wasser gelangt allerdings ein bestimmter Anteil wieder als Niederschläge auf Kontinente und kann dadurch auf diesem Wege wieder zu einer Blauwasserressource werden. Der restliche Anteil gelangt also rechnerisch weder ins Grundwasser noch in den Wasserrecyclingkreislauf über den Kontinenten und wird damit als verbraucht angesehen. Der gewichtete Grünwasserverbrauch ( $wC_{gn}$ ) wird daher einer äquivalenten Blauwassermenge zugeordnet und kann deshalb in Blauwasseräquivalenten ausgedrückt werden.

Der Grünwasserverbrauch kann nun ggf. zum Blauwasserverbrauch hinzugezählt werden, falls beide Verbrauchsarten im betrachteten Prozess vorkommen. Das gesamte Wasser (grün + blau), das im Prozess verbraucht wird, kann dann mit Hilfe der Berechnungsvorschrift in Formel (8-25) aus Kapitel 8.4.1.4 bewertet werden. Die blauwasser-äquivalenten verbrauchten Grünwassermengen ( $wC_{gn}$ ) werden mit dem Klimaindex und ggf. dem Speicherindex multipliziert. Zur Verdeutlichung ist die Berechnungsvorschrift nochmals, allerdings mit eingesetztem  $wC_{gn}$  anstelle von  $C_{bl}$ , in Formel (8-29) dargestellt. Bei der Berechnung des Klima- bzw. Speicherindex sollte, wie bereits im Abschnitt 8.4.1.2 erläutert, die nutzbare Feldkapazität (*nFK*) verwendet werden und nicht die Feldkapazität (*FK*). Der anthropogene Index ( $Idx_{an}$ ) wird ebenfalls wie zuvor in Kapitel 8.4.1.3 beschrieben, berechnet und in die Bewertung einbezogen.

#### Berechnung des quantitativ bewerteten Verbrauchs von Blauwasseräquivalenten ( $srC_{ble}$ ) mit Hilfe der Formel (8-25)

In. Formel (8-25)

$$srC_{ble} = C_{bl} \cdot (Idx_{an} - Idx_{cl} - Idx_{st})$$

wird der gewichtete Grünwasserverbrauch  $wC_{gn}$  für  $C_{bl}$  eingesetzt:

$$srC_{ble} = wC_{gn} \cdot (Idx_{an} - Idx_{cl} - Idx_{st}) \quad (8-29)$$

$wC_{gn}$	gewichteter Grünwasserverbrauch in Blauwasseräquivalenten [ <i>ble</i> ]
$Idx_{an}$	Anthropogener Index (siehe S.138)
$Idx_{cl}$	Klimaindex (siehe S.128)
$Idx_{st}$	Speicherindex (siehe S.130)

---

Bei forstlichen bzw. agroforstlichen Produktionsprozessen kann es vorkommen, dass die betrachtete Kultur auch blaues Wasser entnimmt. Die Pflanzenwurzeln können das Grundwasser erreichen, wenn es in ca. 0,6 -1,5 m ansteht (Bemmann & Knust 2010). Wird durch die betrachtete Kultur blaues Wasser verwendet, sollte die entnommene Menge ebenfalls mit  $f_{GWR}$  gewichtet und danach in Formel (8-29) eingesetzt werden.

Lokale Grundwasserstände können für einige Bundesländer online abgerufen werden. So stellen z.B. die Umweltämter von Baden-Württemberg, Bayern, Berlin, Hamburg, Hessen, Rheinland-Pfalz und Sachsen Daten teilweise über interaktive Karten zur Verfügung.

### 8.4.3 Umgang mit weißem Wasser

Weißes Wasser ist verwandeltes blaues Wasser. Weißes Wasser ist ein Output von blauem Wasser, das durch technische Prozesse verdampft wird.

Weißes Wasser entsteht zum Beispiel aus der Verdunstung von blauem Wasser bei der industriellen Produktion. Der häufigste Fall sind zum Beispiel Kühlungsprozesse bei der Energieerzeugung, bei denen blaues Kühlwasser zu weißem Wasser verdampft. Das Wasser gelangt in die Atmosphäre, wo es in andere Gebiete verbracht wird. Das blaue Wasser wird also dabei laut hier angewandeter Definition verbraucht, da es in seinem Aggregatzustand verändert wird und nicht unmittelbar im Gebiet wieder zur Verfügung steht. Wie auch bei (Berger et al. 2014) argumentiert, gelangt ein gewisser Teil des verdunsteten Wassers über den Niederschlag wieder zur Erde.

Mengen von blauem Wasser, die als weißes Wasser in die Umwelt entlassen werden, sollten deshalb nicht vollständig in die Berechnung des Verbrauchs einfließen. Der Verbrauch von technisch verdunstetem Wasser sollte, wie der Verbrauch von grünem Wasser (vgl. Abschnitt 8.4.2), mit einem Recyclingfaktor gewichtet werden. Dazu wird vorgeschlagen, z.B. den zuvor für die Grünwasserbewertung eingeführten Faktor  $\varepsilon_c$  von Van der Ent et al. (2010) zu verwenden. Die Recycling-Rate  $\varepsilon_c$  gibt den Anteil der kontinentalen Evapotranspiration an der gesamten Evapotranspiration an, der als Niederschlag wieder auf Landmassen fällt.  $1-\varepsilon_c$  bezeichnet damit den Anteil der Verdunstung, der nicht wieder direkt den Blauwasservorräten auf den Kontinenten zugutekommt. Die Rate  $\varepsilon_c$  steht für die verschiedenen Kontinente zu Verfügung (siehe Tabelle 8-17). Da Van der Ent et al. (2010) einen Top-Down Ansatz für ihre Berechnung der Recyclingrate benutzen, ist davon auszugehen, dass die berechneten Raten auch technisch verdampftes Wasser beinhalten und nicht nur durch biologische Prozesse verdunstetes Wasser, da sich das auf dieser Betrachtungsebene nicht differenzieren lässt.

Das mit dem Recyclingfaktor gewichtete weiße Wasser ( $reQ_{wh}$ ) wird von der Inputmenge in den Verdampfungsprozess ( $etQ_{bl}$ ) abgezogen (8-30) und es ergibt sich der gewichtete äquivalente Blauwasserverbrauch ( $wC_{bl}$ ).

Berechnung des gewichteten Blauwasserverbrauchs ( $wC_{bl}$ ), wenn daraus weißes Wasser im Output entsteht:

$$wC_{bl} = etQ_{bl} - reQ_{wh} \cdot (1 - \varepsilon_c) \quad (8-30)$$

$wC_{bl}$	gewichteter Blauwasserverbrauch in Blauwasseräquivalenten [ $ble$ ]
$etQ_{bl}$	Blauwasserinput in Verdampfungsprozess (aus Sachbilanz)
$reQ_{wh}$	Abgabe weißes Wasser in die Atmosphäre im Output (aus Sachbilanz)
$\varepsilon_c$	ET-Recycling-Rate (siehe Abschnitt 8.4.2.2)

Der gewichtete Blauwasserverbrauch ( $wC_{bl}$ ) entspricht in Blauwasseräquivalenten ausgedrückt dem Verbrauch von blauem Wasser ( $C_{bl}$ ) und kann mit dem sonstigen Blauwasserverbrauch addiert werden und anschließend, wie in Formel (8-25) bzw. (8-29) dargestellt, bewertet werden.

#### 8.4.4 Qualitative Bewertung

##### 8.4.4.1 Bewertungsgegenstand

Neben der Bewertung im Hinblick auf die regionale Wasserverfügbarkeit soll auch die qualitative Veränderung des verwendeten Wassers im Bewertungsschritt berücksichtigt werden. Schadstoffe in Gewässern können toxische Wirkungen auf Tiere und Pflanzen haben und auch die menschliche Gesundheit beeinträchtigen. Je mehr Schadstoffe durch einen Produktionsprozess ins Wasser gelangen, desto größer sind die zu erwartenden Auswirkungen.

Im Rahmen der Methode wird deshalb erfasst, wenn sich die chemische Zusammensetzung aufgrund von Schadstoffemissionen verändert oder sonstige physikalische Parameter des Wassers durch die Verwendung beeinflusst werden. Der nachfolgend beschriebene Charakterisierungsfaktor für die qualitativen Veränderungen folgt dabei der Logik der „traditionellen“ Wirkungskategorien, bei denen der Wirkungsindikatorwert mit der Menge der Emissionen steigt.

Mit Hilfe der Methode wird stets nur der Verbrauch von Wasser bewertet. Auch qualitativ verändertes Wasser wird als verbraucht angesehen. Das heißt, wenn der chemische Zustand oder verschiedene physikalische Parameter des Wassers durch die Verwendung verändert werden, wird das eingesetzte Wasser als verbraucht angesehen. In den Fällen, in denen Wasser nur genutzt wird und damit unverändert wieder in das Ursprungsgewässer entlassen wird, wird keine Bewertung von qualitativen Veränderungen vorgenommen.

Qualitative Veränderungen aufgrund des Produktionssystems entstehen auch im Fall der Grundwasserneubildung unter land- bzw. forstwirtschaftlichen Kulturen und anderen Formen der Landnutzung und sollten bei der Qualitätsbewertung berücksichtigt werden.

Es soll also bewertet werden, wie sich die Qualität im Hinblick auf ihren Ausgangszustand verändert und wie diese Qualitätsveränderung in Bezug zu einem für Mensch bzw. Umwelt als schädlich eingestuften Zustand einzuschätzen ist. Der qualitative Charakterisierungsfaktor

---

drückt demnach aus, wie stark die Veränderung bestimmter Indikatoren durch das betrachtete Produkt bzw. den Prozess ist. Außerdem wird durch den Charakterisierungsfaktor abgebildet, wie diese Veränderung in Bezug auf seine Gefährlichkeit für die Umwelt einzustufen ist.

#### 8.4.4.2 Ort und Zeitpunkt der Qualitätsuntersuchung innerhalb der Systemgrenzen

In die Bewertung der Qualität fließen ein: der Zustand der Ausgangsressource und der Endzustand nach Verlassen der Produktion. Um diese Zustände eindeutig feststellen zu können, müssen die Systemgrenzen zwischen untersuchtem Produkt und Umwelt genau festgelegt werden.

Das Produktionssystem bzw. das untersuchte System muss eindeutig abgegrenzt werden. Das heißt, der Punkt, an dem die Abwasserqualität untersucht wird, muss eindeutig angegeben werden. Es ist von Bedeutung, ob es sich bei dem betrachteten Unternehmen um einen Direkteinleiter oder einen Indirekt-Einleiter handelt. Direkteinleiter entlassen Abwasser unmittelbar in ein Gewässer, während Indirekt-Einleiter es erst nach der Reinigung in einer eigenen Abwasserbehandlungsanlage abgeben.

Es sollte daher bei der Festlegung der Systemgrenzen beschrieben werden, an welcher Stelle des Produktionssystems Wasserflüsse in die Umwelt übergehen und an welchen Stellen daher die Wasserqualität bestimmt werden muss. Das könnte zum Beispiel beim Verlassen der Fabrik bzw. der Produktionsstätte oder aber auch nach der Reinigung durch kommunale Abwasserbehandlungsanlagen sein.

Schwieriger ist die Bestimmung der Systemgrenzen im Umgang mit biologischen Produktionsprozessen, da bei diesen die Grenzen von Produktsystem und Umwelt verschwimmen.

#### 8.4.4.3 Auswahl der Indikatoren

Die Wasserqualität setzt sich aus vielen Einzelementen zusammen und kann unterschiedlich definiert werden. Für die Bewertung der Wasserqualität und deren Veränderungen werden daher Indikatoren benötigt, die es ermöglichen, das Gesamtsystem zu charakterisieren.

Wie von Meybeck and Helmer (1996) beschrieben, gibt es eine Vielzahl an Indikatoren, die für die Bestimmung der Wasserqualität herangezogen werden können. Dabei sind die Indikatoren je nach Gewässerart, Verwendung, geo- bzw. hydrografischer Lage des Gewässers, Verschmutzungsquelle, Entwicklungsstand von Analysemethoden unterschiedlich gut geeignet, die Wasserqualität zu bewerten. Aus dieser Komplexität resultiert, dass kein allgemeingültiger Standard für die Definition der chemischen oder biologischen Qualität eines Gewässers existiert. Laut Chapman and Kimstach (1996) sollten daher für jede individuelle Situation die geeigneten Indikatoren für die Überwachung der Wasserqualität ausgewählt werden.

Die Tabelle 8-18 zeigt eine Liste mit Substanzen, die im Rahmen der hier vorgeschlagenen Bewertungsmethode berücksichtigt werden sollten.

**Tabelle 8-18** Ausgewählte Stoffgruppen und Substanzen, die innerhalb der Methode als Indikator für die Beurteilung der Wasserqualität eingesetzt werden

Stoffgruppe	Substanz (k)
Allgemeiner Indikator	Wassertemperaturänderung Sauerstoffgehalt BSB <sub>5</sub> TOC
Nährstoffe	Nitrat-N Nitrit-N Ammonium Stickstoff (Gesamt N) Phosphor (Gesamt P)
Pflanzenschutzmittel	Summe der einzelnen Pflanzenschutzmittelwirkstoffe
Schwermetalle, prioritäre Stoffe	Arsen Blei Cadmium Chrom Kupfer Nickel Eisen Quecksilber Zinn
Salze	Chlorid Sulfat Natrium Cyanid
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	Anthracen
Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe	Trichlorethen/Tetrachlorethen

Unter den ausgewählten Substanzen befinden sich sowohl solche, die laut Abwasserverordnung (AbwV 1997) für die Beurteilung von Abwasser vorgeschrieben sind, als auch Substanzen, die für die Beurteilung der Trinkwasserqualität herangezogen werden.

Die Abwasserqualität wird meist anhand von Summenparametern wie Gesamtstickstoff, organischen Stoffen und Gesamtphosphor ermittelt. Neben diesen allgemeinen Parametern, die für alle Branchen gültig sind, werden durch die Abwasserverordnung (AbwV 1997) weitere Stoffe festgelegt, die, wie z.B. Schwermetalle, abhängig vom Industriezweig erhoben werden sollen. Aus diesen Listen wurden die am häufigsten genannten in die Stoffliste in Tabelle 8-18 übernommen.

BSB gibt den biochemischen Sauerstoffbedarf für den biotischen Abbau organischer Stoffe an. Dieser Parameter wird oft eingesetzt, um die Verschmutzung von Abwasser zu beurteilen. Zumeist wird der BSB<sub>5</sub> verwendet, der den Sauerstoffbedarf, der von Bakterien innerhalb von 5

---

Tagen benötigt wird, um organische, biologisch abbaubare, Stoffe bei einer Wassertemperatur von 20°C abzubauen. Der Parameter ist vor allem für die Abwasserreinigung aber nicht für die Wasserversorgung von Bedeutung.

Ein weiterer oft verwendeter Parameter in der Abwasseranalytik ist der CSB, der chemische Sauerstoffbedarf. Dieser gibt den Sauerstoffbedarf an, der benötigt wird, wenn alle Inhaltsstoffe durch Kaliumdichromat oxidiert werden. Der CSB ist immer größer als der BSB. Das Verhältnis von BSB zu CSB (BSB/CSB) wird als Indikator für die Art und die Abbaubarkeit der Wasserinhaltsstoffe verwendet. Beträgt der BSB<sub>5</sub> zwischen 50 und 100% des CSB, sind die Inhaltsstoffe gut biologisch abbaubar. Beträgt der BSB<sub>5</sub> weniger als 50% des CSB handelt es sich um schlecht abbaubare Inhaltsstoffe.

Anstatt des CSB kann auch der gesamte organische Kohlenstoff (TOC) im Wasser ermittelt werden. Der Parameter TOC soll laut der hier vorgeschlagenen Stoffliste ebenfalls in die Qualitätsbeurteilung der Methode einfließen. Der TOC wird häufig bei der Untersuchung von Trinkwasser und Oberflächenwasser eingesetzt, ist aber inzwischen auch als Maß für die organische Belastung des Abwassers zulässig (AbwV 1997). Die Abwasserverordnung legt verschiedene Faktoren für die Umrechnung von TOC-Werten in CSB-Werte fest. Je nach Branche zählen dann 3 bzw. 4 Einheiten TOC wie eine Einheit CSB.

Des Weiteren enthält die Stoffliste in Tabelle 8-18 Parameter, die sonst vor allem in der Trinkwasseranalytik eingesetzt werden. Das sind Salze, wie Chlorid oder Natrium oder Rückstände von Pflanzenschutzmitteln. Nitrat ist ein häufig genutzter Indikator für die Bestimmung der Trinkwasserqualität. Außerdem wurden diese Parameter ausgewählt, weil sie für die Beurteilung von Auswirkungen der landwirtschaftlichen Produktion auf die Wasserqualität eine entscheidende Rolle spielen. Natrium ist ein wichtiger Indikator für die Beurteilung der Versalzung von Grundwasserreservoirs durch Meerwasser oder die Übernutzung von Wasserressourcen in ariden Gebieten.

Die Veränderung der Wassertemperatur ist vor allem bei der Verwendung von Wasser in industriellen Prozessen, insbesondere bei der Verwendung als Kühlwasser für die Energieerzeugung von Bedeutung.

Sowohl in der Abwasser- als auch in der Trinkwasseranalytik ist der Gehalt an Kohlenwasserstoffverbindungen von Bedeutung.

Im Bereich der Schwermetalle und der Pflanzenschutzmittelwirkstoffe gibt es Überschneidungen zwischen der hier vorgeschlagenen Stoffliste und der Liste der prioritären Stoffe aus der Umweltqualitätsnorm der EU (European Parliament and Council 2008). In dieser Tochterrichtlinie der Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EC) werden bestimmte prioritäre Stoffe und andere Schadstoffe festgelegt, die für die Erreichung des guten Zustands von Oberflächengewässern überwacht werden sollen. Die Umweltqualitätsnorm enthält Grenzwerte für das jeweils empfindlichste Schutzgut. Schutzgüter sind die aquatische Lebensgemeinschaften, Endglieder der aquatischen Nahrungskette oder die Gesundheit des Menschen.

Unter der Rubrik Pflanzenschutzmittel werden verschiedene chemische Substanzen bzw. Substanzgruppen zusammengefasst, die für die Pflanzenbehandlung bzw. Schädlingsbekämpfung eingesetzt werden. Das können Herbizide, Fungizide oder Insektizide sein, die auch oft unter dem Begriff Pestizide zusammengefasst werden. Laut Chapman and Kimstach (1996) waren Mitte der 1990er Jahre ca. 10.000 verschiedene Pestizidprodukte verfügbar. Derzeit dürfte eine ähnliche Anzahl Produkte verfügbar sein, da der Verbrauch und Absatz von Pestiziden in den letzten Jahren weltweit stark angestiegen ist (Croplife International 2012; PAN 2012; Rojas 2012). Allein in Deutschland sind laut Pflanzenschutzmittelverzeichnis des Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL 2014) derzeit 1389 Pflanzenschutzmittel zugelassen. Die folgende Liste der fünf am häufigsten eingesetzten Wirkstoffgruppen in Europa wurde der EUROSTAT-Statistik entnommen (Nadin & Muthmann 2007).

**Tabelle 8-19 Im Jahr 2003 am häufigsten in Europa verwendete Pflanzenschutzmittel-Gruppen (Nadin & Muthmann 2007)**

<b>Wirkstoffgruppe</b>	<b>PSM-Gruppe</b>
Schwefelverbindungen	Fungizide
Organophosphor-Verbindungen	Herbizide
Carbamate	Fungizide
Harnstoffverbindungen	Herbizide
Phenoxy-Verbindungen	Herbizide

Wie aus Tabelle 8-20 hervor geht, finden sich unter den fünf am häufigsten eingesetzten Wirkstoffgruppen auch Harnstoff-Herbizide, deren Rückstände am häufigsten in Grund- und Oberflächengewässern festgestellt werden können (Sturm & Kiefer 2007).

**Tabelle 8-20 Am häufigsten in Grund- und Oberflächengewässern gefundene Pflanzenschutzmittelwirkstoffe (Sturm&Kiefer 2007)**

<b>Wirkstoffe</b>	<b>Wirkstoffgruppe</b>
Atrazin (Desethylatrazin) Simazin	Triazine
Diuron, Isoproturon	Harnstoffverbindungen

Besonders kritisch für Lebewesen in Gewässern sind laut Jahnelt et al. (2001) Pestizide der Wirkstoffgruppen der Triazole, Carbamate und Organophosphate, die ebenfalls zu den meist verwendeten Wirkstoffgruppen gehören. Jahnelt et al. (2001) erarbeiteten für diese Wirkstoffe Zielvorgaben für das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften. Diese Vorgabewerte liegen aufgrund ihrer Gefährlichkeit teilweise unter denen der Trinkwasserschutzrichtlinie (Tabelle 8-21).

**Tabelle 8-21** Besonders schädliche Substanzen für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ (Jahnel et al. 2001)

Wirkstoff	Wirkstoffgruppe
Pyrazophos, Diazinon, Mevinphos	Organophosphor-Verbindung
Propiconazol	Triazol
Chlornitrofen	Diphenylether
Primicarb Carbaryl	Carbamat

Die genannten Wirkstoffgruppen sollte demnach aufgrund ihrer Verwendungshäufigkeit bzw. Gefährlichkeit bei der Bestimmung des Summenparameters „Pflanzenschutzmittel“ (siehe Stoffliste Tabelle 8-18) berücksichtigt werden:

- Schwefelpräparate
- Organophosphor-Verbindungen
- Carbamate
- Harnstoffverbindungen
- Phenoxy-Verbindungen
- Triazine
- Triazole
- Diphenylether

Im Allgemeinen sollten in die Qualitätsbeurteilung stets alle relevanten, im Output der Sachbilanz festgestellten, Stoffe einfließen. Die vorgegebene Liste sollte möglichst vollständig in die Berechnung des Qualitätsindikators einbezogen werden. Bei einer unvollständigen Liste kann es dazu kommen, dass zu niedrige Indikatorwerte berechnet werden. Vor allem beim Vergleich von Produkten muss auf eine möglichst vollständige Erfassung aller relevanten Qualitätsindikatoren geachtet werden.

Diese Vorgehensweise entspricht dem Vorgehen bei bereits etablierten Wirkungskategorien. So müssen zum Beispiel für die Ermittlung der Klimawirkungen (GWP) alle klimawirksamen Substanzen im Output der Sachbilanz in die Wirkungsbilanzierung einbezogen werden, da ansonsten zu geringe und damit falsche Indikatorwerte berechnet würden.

Darüber hinaus gibt es Stoffe, deren Bedeutung bei der Wasserverschmutzung zunimmt, für die aber bis jetzt noch keine Grenzwerte festgelegt wurden. Dazu zählen Medikamentenrückstände, neue Pestizidwirkstoffe, Hormone, perfluorierte Tenside oder auch Mikroplastik-Partikel.

Die in Tabelle 8-18 genannten Substanzen und deren Konzentrationen sollten, wenn möglich, in der Sachbilanz erfasst werden. Dabei sollte deren Konzentration sowohl im Wasser, das in den

Prozess eingespeist wird, als auch im Abwasser, festgestellt werden. Die Substanzen in Tabelle 8-18 stellen eine Mindestanforderung dar und können vom Anwender um jeweils relevante Stoffe erweitert werden. Es sollte dabei aber darauf geachtet werden, dass für die verglichenen Produkte möglichst eine vollständig ausgefüllte Stoffliste zugrunde gelegt wird.

Die hier berücksichtigten Grenzwerte und Regelungen gelten ausschließlich für Mitgliedstaaten der Europäischen Union. Standards anderer Staaten können davon abweichen oder gegebenenfalls gar nicht vorhanden sein. Für die hier vorgestellte Methode werden allerdings ausschließlich die europäischen Grenzwerte und Gesetze herangezogen. Das erfolgt auch aus dem Grund, da sich auch die EU bei der Festlegung dieser Grenzwerte am Stand der Forschung über gesundheitsschädliche bzw. toxische Wirkungen von Schadstoffen orientiert. Nichtsdestotrotz sind die Grenzwerte und Gesetze ein Ergebnis politischer Aushandlungsprozesse und könnten jederzeit geändert oder aufgehoben werden. Das sollte bei der Anwendung der beschriebenen Methode nicht außer Acht gelassen werden.

#### 8.4.4.4 Berechnung des Qualitätsindex und qualitative Bewertung

Für die Berechnung des Qualitätsindikators werden die in Tabelle 8-18 vorgeschlagenen Indikatoren verwendet. Dafür ist von Bedeutung, wie die Konzentration jedes einzelnen qualitätsrelevanten Wasserinhaltsstoffes ( $qSc_k$ ) durch den untersuchten Prozess verändert wird. Jeder Einzelindikatorwert wird daher von zwei Elementen bestimmt. Das ist zum einen die prozessbedingte Veränderung der betrachteten Wasserinhaltsstoffe ( $tV_k - iV_k$ ), also der Unterschied der Stoffkonzentrationen im Input ( $iV_k$ ) und im Output ( $tV_k$ ) des Prozesses. Dabei kann sich die Stoffkonzentration erhöhen, gleich bleiben oder verringern. Das zweite bestimmende Element ist der Grenzwert ( $cV_k$ ), der die zulässige Höchstkonzentration der jeweiligen Inhaltsstoffe angibt. Der Grenzwert kann dabei aus gesetzlichen Anforderungen resultieren oder anhand von ökotoxikologischen Untersuchungen abgeleitet worden sein (siehe folgender Abschnitt 8.4.4.6). Die Bestimmung der Konzentrationen der in Tabelle 8-18 gelisteten Stoffe im aufgenommenen Wasser (Input) sowie im Abwasser (Output) erfolgt bereits im Rahmen der Sachbilanz.

Die Kombination der zwei Elemente ergibt sechs mögliche Situationen, die in Abbildung 8-10 dargestellt sind. Für alle Situationen, in denen sich die Konzentration der Wasserinhaltsstoffe vermindert, nimmt der Einzelindikator einen Wert kleiner Null an. Gibt es keine Konzentrationsveränderung, ist der Einzelindikatorwert gleich Null. Erhöht sich die Konzentration des betrachteten Einzelstoffes, wird der Indikatorwert größer Null.

Aus allen Einzelindikatorwerten wird dann im nächsten Schritt der Qualitätsindex ( $Idx_{qual}$ ) als ein gewichtetes Mittel aller betrachteten Inhaltsstoffe berechnet. Das gewichtete Mittel wird herangezogen, um ggf. den Indikatorwerten besonders relevanter oder gefährlicher Wasserinhaltsstoffe durch ein Gewicht ( $g_k$ ) eine größere Bedeutung zuweisen zu können. Als Basisvariante wird hier vorgeschlagen, ein Gewicht von 1 als Default-Wert zu verwenden, wodurch alle Wasserinhaltsstoffe das gleiche Gewicht erhalten.

Der resultierende Index ( $Idx_{qual}$ ) kann positive oder negative Werte annehmen, je nachdem, ob sich die Konzentration des jeweiligen Wasserinhaltsstoffes erhöht oder verringert. Negative Indikatorwerte weisen also auf eine Verbesserung der Wasserqualität hin, während positive

Werte eine Verschlechterung der Wasserqualität ausdrücken. Ein Indexwert von Null wird erreicht, wenn keinerlei Veränderung stattfindet. Der berechnete Indikatorwert ( $Idx_{qual}$ ) ist dimensionslos.

Berechnung des Qualitätsindex ( $Idx_{qual}$ ) aus den Einzelindikatoren ( $qSc_k$ ) (*indicator of substance concentration change*):

$$qSc_k = \frac{tV_k - iV_k}{cV_k} \quad (8-31)$$

$$Idx_{qual} = \frac{\sum_{k=1}^n (g_k \cdot qSc_k)}{\sum_{k=1}^n g_k} \quad (8-32)$$

dabei kann  $qSc_k$  folgende Werte annehmen:

$$iV_k < tV_k \Rightarrow qSc_k > 0$$

$$iV_k > tV_k \Rightarrow qSc_k < 0$$

$$iV_k = tV_k \Rightarrow qSc_k = 0$$

- $k$       Laufvariable für die verschiedenen verunreinigenden Substanzen  
(festgelegt in Tabelle 8-18)
- $n$       Anzahl der insgesamt berücksichtigten Stoffe
- $g_k$      Gewichtungsfaktor für die Schädlichkeit des jeweiligen Stoffes  $k$   
hier 1 für alle  $k = 1 \dots n$
- $tV_k$     Konzentration des Stoffes  $k$  im abgegebenen Wasser (*terminal value*)  
in [Masse/Volumen]
- $iV_k$     Konzentration des Stoffes  $k$  im aufgenommenen Wasser (*initial value*)  
in [Masse/Volumen]
- $cV_k$     Grenzwert des Stoffes  $k$  (*critical value*) in [Masse/Volumen]

Der berechnete Einzelindikatorwert ist ein Ausdruck für die relative Veränderung der Wasserqualität durch den betrachteten Prozess. Wird hochwertiges Wasser im Prozess verwendet und mit verminderter Qualität abgegeben, werden dem Produkt „Strafpunkte“ berechnet. Wird Wasser in schlechter Qualität in das System aufgenommen, durch den Prozess gereinigt und in besserer Qualität wieder abgegeben, werden der Produktion Punkte gutgeschrieben. Die Bewertung ist also sowohl von der Input- als auch von der Output-Qualität abhängig. Je größer der Abstand zwischen beiden Zuständen ist, desto besser bzw. schlechter schneidet der Produktionsprozess ab. Das bedeutet, die Qualitätsbewertung wird auch vom jeweiligen Verwendungszweck und den dafür erforderlichen Qualitätsanforderungen bestimmt.

Aufgrund der Berechnungsvorschrift enthält jeder Einzelindikatorwert ( $qSc_k$ ) außerdem eine Schädlichkeitsbewertung, die durch die Lage der jeweiligen Stoffkonzentrationen in Bezug auf ihren Grenzwert ausgedrückt wird. Diese Aussage kann getroffen werden, wenn man davon ausgeht, dass der Grenzwert einen individuellen Ausdruck der Gefährlichkeitsschwelle für jeden einzelnen Schadstoff enthält. Wie bereits im vorhergehenden Abschnitt 8.4.4.3 sowie im folgenden Abschnitt 8.4.4.6 dargelegt, ist diese Annahme bei den hier vorgeschlagenen Grenzwerten gerechtfertigt.

Durch die vorliegende Berechnungsvorschrift in Formel (8-31) werden in der einfachen Version zunächst Konzentrationsanstiege bzw. -verminderungen gleichbehandelt, auch wenn sich die Ausgangskonzentration auf einem unterschiedlichen Niveau befinden (vgl. Fälle a und e in Abbildung 8-10 auf S.166). Eine Möglichkeit zur Weiterentwicklung der Berechnungsvorschrift wäre, Konzentrationsanstiege, bei denen der Endwert oberhalb des Grenzwerts (c in Abbildung 8-10) liegt, stärker zu gewichten, als Konzentrationsanstiege unterhalb (a in Abbildung 8-10). Des Weiteren könnten Verbesserungen oberhalb des Grenzwertes (f in Abbildung 8-10) mit einem Abschlag belegt werden, damit sie eine geringere Gutschrift erhalten, als Konzentrationsveränderungen, die sich auf unterhalb des Grenzwertes verbessern (d in Abbildung 8-10). Eine weiterführende Diskussion des Index findet sich in Abschnitt 8.4.6.

Im nächsten Schritt wird dann, wie in Formel (8-33) dargestellt, die in der Sachbilanz als verbraucht ausgewiesene Wassermenge mit dem Gesamtqualitätsindikator  $Idx_{qual}$  gewichtet und daraus die nach Qualität bewertete Verbrauchsmenge ( $qrC_{ble}$ ) berechnet. Dabei wird nur die als verändert ausgewiesene Wassermenge ( $reQ_c$ ) herangezogen, die nach Formel (8-6) berechnet wurde. Sie ergibt sich aus der Differenz zwischen der Wassermenge, die in den Prozess aufgenommen wird ( $inQ$ ) und der Menge, die den Prozess unverändert verlässt ( $reQ_u$ ) sowie der Menge, die im Produkt gespeichert bleibt ( $pQ$ ) und der Menge die woanders unverändert freigesetzt wird ( $reQ_{elsu}$ ). In den meisten Fällen wird diese Menge der abgegebenen Menge an Grauwasser entsprechen ( $reQ_{gy}$ ), da bei der Abgabe von weißem Wasser keine Wasserinhaltsstoffe verändert werden und damit der  $Idx_{qual}$  den Wert 0 annimmt.

Berechnung des mit dem Qualitätsindex bewerteten Blauwasserverbrauchs  $qrC_{ble}$ :

$$qrC_{ble} = reQ_c \cdot Idx_{qual} \quad (8-33)$$

$$reQ_c = inQ - pQ - reQ_u - reQ_{elsu} \quad (8-34)$$

$reQ_c$  durch Verbrauch qualitativ verändertes blaues Wasser (aus Sachbilanz)

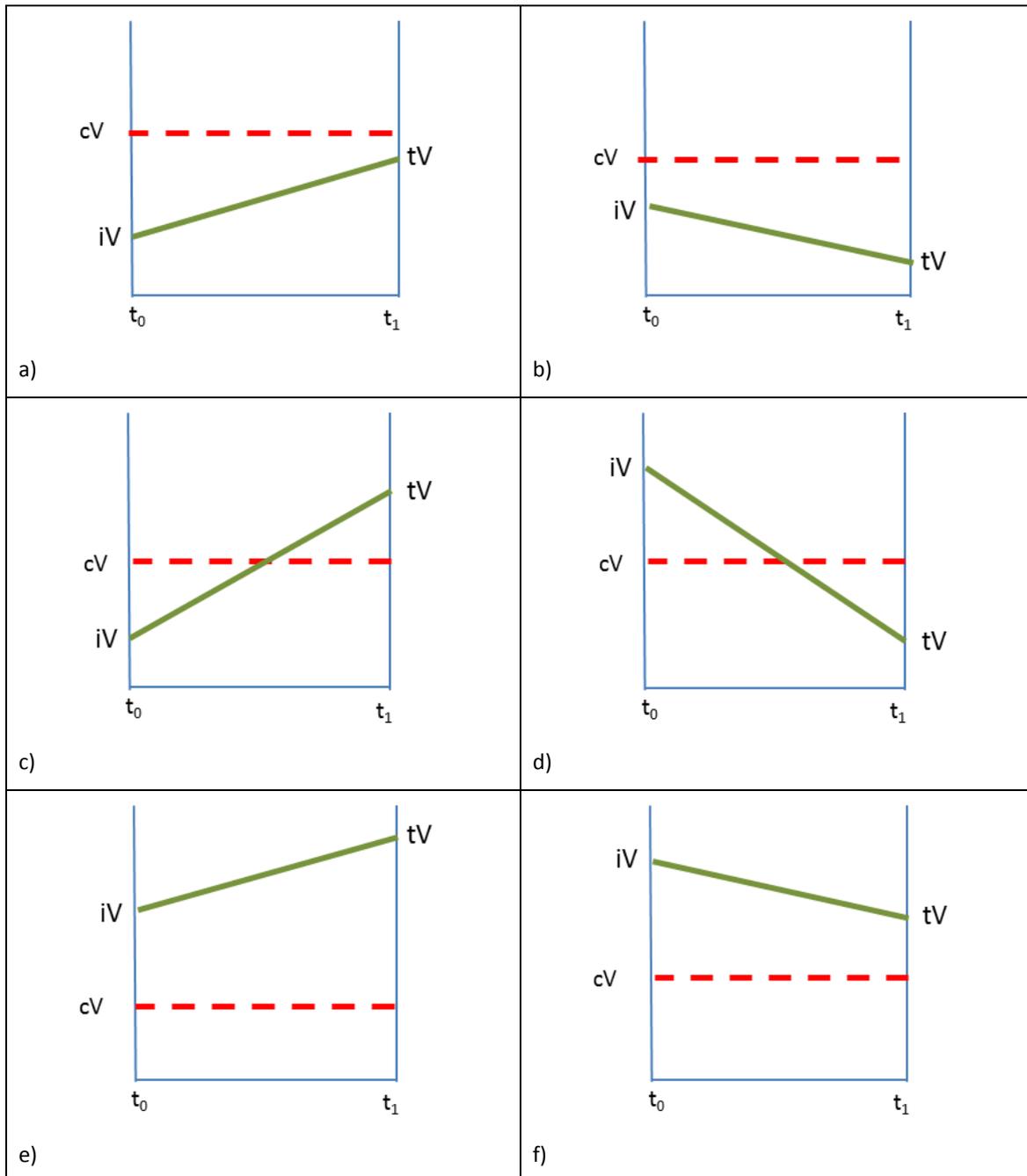
$Idx_{qual}$  Qualitätsindex

$inQ$  Wassermenge Input

$pQ$  Wassermenge im Produkt

$reQ_u$  im selben Gebiet abgegebene Wassermenge, unverändert

$reQ_{elsu}$  in einem anderen Gebiet unverändert abgegebene Wassermenge



**Abbildung 8-10** Mögliche Fälle der Veränderung von Schadstoffkonzentrationen von Input ( $iV_k$ ) zu Output ( $tV_k$ ), dargestellt im Verhältnis zu ihrem Grenzwert ( $cV_k$ )

Wird die tatsächlich verbrauchte Wassermenge ( $reQ_c$ ) mit einem Indexwert ( $Idx_{qual}$ ) größer 0 gewichtet, weil sich die durchschnittliche Qualität des eingesetzten Wassers verschlechtert, erhält die bewertete Verbrauchsmenge ( $qrC_{ble}$ ) einen positiven Wert, der je nach Ausmaß der Verschlechterung größer oder kleiner als die tatsächlich verbrauchte Menge sein kann. Wird  $reQ_c$  dagegen mit einem negativen  $Idx_{qual}$  gewichtet, wird eine Qualitätsverbesserung ausgedrückt, und  $qrC_{ble}$  wird kleiner 0. Ist der  $Idx_{qual}$  Null, erhält die bewertete Wassermenge ebenfalls den Wert 0.

Im weiteren Verlauf stellt der qualitativ bewertete Verbrauch ( $qrC_{ble}$ ), neben dem quantitativ bewerteten Verbrauch ( $srC_{ble}$ ), die zweite Komponente für die Berechnung des Wirkungsindikatorwertes ( $Ind_{WU}$ ) dar. Die Zusammenführung der beiden Komponenten wird im Abschnitt 8.4.5 beschrieben.

#### 8.4.4.5 Qualitätsbewertung bei biologischen Produktionssystemen

Für die pflanzliche Produktion nehmen die Pflanzenwurzeln im Boden gebundenes Wasser auf. Bei Wald oder Baumplantagen wird in einigen Fällen auch Grundwasser aufgenommen. Dieses Wasser geht als Input in die Ökobilanz ein. Als Output aus dem Prozess wird Wasser in Form von Wasserdampf an die Atmosphäre abgegeben. Wasserdampf besteht im Wesentlichen aus  $H_2O$  Molekülen. Schadstoffe und weitere im Wasser gelöste Stoffe sind nicht im Wasserdampf enthalten.

Bei biologischen Produktionssystemen wird die verbrauchte grüne Wassermenge nicht durch die Qualitätsbewertung erfasst, da die Stoffkonzentrationen bei der Verdunstung von Wasser im Output des Prozesses bei 0 liegen. Beim Einsetzen des  $Idx_{qual}$  in die Formel (8-33) ergibt sich daher ein Wert von 0.

Da auch der Boden bis zum Grundwasser als Produktionssystem definiert werden kann (vgl. Abbildung 8-5), geht die Tiefensickerung von Regenwasser ins Grundwasser in die Qualitätsbewertung ein. Unterschiedliche Formen der Landnutzung haben unterschiedliche Sickerraten zur Folge und üben einen Einfluss auf die Grundwasserqualität aus. Daher ist es für die Grundwasserneubildung und die Grundwasserqualität durchaus von Bedeutung, welche Form der biologischen Produktion auf der Fläche stattfindet. Deshalb wird die Qualitätsbetrachtung nicht nur auf das unmittelbar in der „Produktion“ verwendete Wasser angewendet, sondern auch auf das unter der „Produktionsstätte“ gebildete Grundwasser.

In den meisten Fällen wird es für biologische Produktionsprozesse allerdings schwierig sein, die Qualität des Wassers im Input sowie des abgegebenen Wassers zu ermitteln. Auf diese Problematik der Systemabgrenzung bei biologischen Produktionsprozessen wird auch in der Case Study im Abschnitt 10.4 genauer eingegangen.

---

#### 8.4.4.6 Datenquellen

##### Festlegung des Grenzwerts

Die Bewertung von Qualitätsveränderungen anhand von Grenzwerten hat einen stark normativen Charakter, vor allem wenn dafür gesetzliche Grenzwerte herangezogen werden. Gesetzliche Grenzwerte sind oft das Ergebnis gesellschaftlicher Aushandlungsprozesse. Dabei spielen, neben der Gefährlichkeit bestimmter Schadstoffkonzentrationen, oft auch technologische Machbarkeitsschwellen oder Kosten-Nutzen-Überlegungen eine Rolle. Es wird also eher vom Nutzen für den Menschen ausgegangen.

Die Festlegung maximal tolerierbarer Schadstoffkonzentrationen für Gewässer, wie z.B. Umweltqualitätsnormen oder Schwellenwerte, erfolgt dagegen anhand von Wirkungen auf die Umwelt oder die menschliche Gesundheit. Sie werden meist für die Umsetzung von Umweltprogrammen herangezogen. Dabei kann die Schädlichkeit gewisser Schadstoffkonzentrationen für verschiedene Tier- und Pflanzenarten sowie für die einzelnen Umweltbereiche sehr unterschiedlich sein, wodurch die Ermittlung von maximal tolerierbaren Mengen mit erheblichem Aufwand verbunden ist. Für die hier vorgestellte Methode wird vorgeschlagen, einen Grenzwert zu verwenden, der sich an Schäden für Tiere oder Pflanzen orientiert und nicht an technologischen Machbarkeitsschwellen.

Aus diesem Grund werden die Orientierungswerte der Umsetzungsverordnung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bzw. der LAWA herangezogen, die den Werten der Gewässergüteklassifikation II entsprechen. Als Grenzwert wird der Übergang von WRRL Güteklasse 2 zu 3 verwendet. In der Güteklassifikation der Wasserrahmenrichtlinie repräsentiert die Schwelle von Güteklasse 1 zu 2 einen Hintergrundwert und damit den sehr guten Zustand eines Gewässers. Die Schwelle von Güteklasse 2 zu 3 stellt den Übergang zu einem Zustand dar, der für die definierten Schutzbereiche *Aquatische Lebensgemeinschaften*, *Endglieder der aquatischen Nahrungskette* oder die *menschliche Gesundheit* negative Auswirkungen haben könnte. Diese Werte wurden wissenschaftlich ermittelt und stellen die Grenze zwischen guter und mäßiger Wasserqualität dar. Bis zu diesem Schwellenwert (Übergang Güteklasse 2 zu 3), ist der Schadstoffgehalt im untersuchten Gewässer unbedenklich für Tiere, Pflanzen und Menschen.

Für die Ausgestaltung der WRRL erarbeitete der Arbeitskreis LAWA-AO Hintergrund- und Orientierungswerte (LAWA 2007). Bei der Gewässergüteklassifikation der LAWA werden der Klasse II die entsprechenden Zielvorgaben für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ zugeordnet. Bei der Verwendung dieser Güteklassifikationen als Qualitätsgrenzen darf jedoch nicht vergessen werden, dass es sich dabei um Immissionsgrenzwerte<sup>1</sup> handelt und bei den betrachteten Inhaltsstoffen der Abwässer aber um Emissionen. Die entlassenen Emissionen vermischen sich in den Aufnahmegewässern mit dem vorhandenen Wasser und werden ggf. verdünnt. Im Rahmen der Bewertungsmethode wird jedoch abstrahiert von der Vorstellung ausgegangen, dass aus den entlassenen Abwässern ein See oder Fluss entsteht, der keine Gefähr-

---

<sup>1</sup> Immissionen: Verunreinigungen der Luft, des Bodens oder Wassers, die auf Lebewesen oder Gegenstände einwirken. Zulässige Konzentrationen werden durch festgelegte Höchstwerte gesetzlich geregelt (Umwelt-Lexikon: <http://www.umweltdatenbank.de>)

derung für die Schutzgüter darstellen darf. Dieses theoretische Gewässer sollte deshalb die Vorgaben der Schwelle von Güteklasse 2 zu 3 einhalten.

Des Weiteren können als Grenzwerte auch ökotoxikologische Kennwerte herangezogen werden, die in der Folge der REACH-Verordnung der EU (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals) bereits für viele Chemikalien vorliegen. In der Datenbank der Europäischen Chemikalien-Agentur (ECHA-European Chemicals Agency) sind nach aktuellem Stand<sup>1</sup> über 12 700 Substanzen registriert, teilweise auch mit ökotoxikologischen Informationen. Verwertbare ökotoxikologische Kennwerte könnten zum Beispiel EC<sub>50</sub>- oder HC<sub>50</sub>-Werte sein. Die „Effektkonzentration 50%“ (EC<sub>50</sub>) bezeichnet die Konzentration von Stoffen in mg/l oder µg/l, die einen messbaren Effekt auf 50% der Organismen in der untersuchten Zeitspanne hat. Die EC<sub>50</sub> repräsentiert die chronische Wirkung, ist ein statistisch bestimmter Wert und erlaubt die Angabe von Vertrauensintervallen. Die Kennzahl HC<sub>50</sub> (Hazardous Concentration 50%) bedeutet eine gefährliche Konzentration, bei der 50% der Arten einer Konzentration über ihrer EC<sub>50</sub> ausgesetzt sind. Allerdings beziehen sich diese Werte immer nur auf eine konkrete Testspezies wie z.B. Algen, Fische oder Kleinkrebse unter Laborbedingungen. Diese müssen nicht immer für die jeweils regionalen Spezies in der freien Natur repräsentativ sein.

Die folgenden frei zugänglichen Datenbanken enthalten ökotoxikologische Kennwerte für zahlreiche chemische Stoffe, die für die Bestimmung des Grenzwertes hilfreich sein könnten.

Die *AiiDA Ecotox Database*<sup>2</sup> kombiniert verschiedene Datenbanken. Sie verwendet bevorzugt Ergebnisse des EC<sub>50</sub>. Derzeit können 24,723 Substanzen mit ihren HC<sub>50</sub>-Werten (chronisch, akut), ihren chemischen Eigenschaften, CAS-Nummer etc. in der Datenbank abgerufen werden. Nach der kostenlosen Anmeldung erhält man freien Zugriff auf rund 16 600 HC<sub>50</sub> Werte. Die jeweiligen Vertrauensintervalle sind aber nur in der Vollversion erhältlich.

Die *ECOTOX 5.0 Database* ist eine Datenbank der US-amerikanischen Umweltbehörde (EPA). Sie basiert auf einer Sammlung von begutachteter Literaturquellen und enthält eine Datenbank zur aquatischen Ökotoxikologie. Die Daten sind frei zugänglich und können für 48 000 Chemikalien und 3000 Arten (Tiere und Pflanzen) umsonst heruntergeladen werden<sup>3</sup>.

Des Weiteren existiert die *PAN Pesticide Database*. Eine webbasierte Datenbank des Nordamerikanischen Arms der NGO Pesticide Action Network (PAN) mit chemischen, regulativen und ökotoxikologischen Angaben für zahlreiche Pestizidwirkstoffe bzw. Pestizidprodukte. Auf der Webpage sind außerdem gesetzliche Grenzwerte der USA und Kanadas für Trinkwasser und Wasserqualität angegeben<sup>4</sup>.

---

<sup>1</sup> Letzte Aktualisierung der Datenbank 24. September 2014 (<http://echa.europa.eu/web/guest/information-on-chemicals/registered-substances>)

<sup>2</sup> <http://aiida.tools4env.com/>

<sup>3</sup> <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>.

<sup>4</sup> <http://www.pesticideinfo.org/>

### Ermittlung der Ausgangsqualität

Parameterwerte, die als Ausgangskonzentration in die Berechnungsformel eingesetzt werden, sind im Idealfall tatsächlich gemessene Werte des im Prozess verwendeten Wassers. In den Fällen, wo dies nicht möglich ist, kann auch auf Vorgabewerte aus Verordnungen oder der Literatur zurückgegriffen werden. Diverse Verordnungen regeln die zulässigen Höchstkonzentrationen von Wasserinhaltsstoffen für verschiedene Wasserarten, wie zum Beispiel für Trinkwasser, Grundwasser, Oberflächenwasser oder auch gereinigtes Abwasser. Beispielhaft wurden Daten aus verschiedenen Quellen in Tabelle 8-22 zusammengestellt.

**Tabelle 8-22 Grenzwerte aus verschiedenen Verordnungen für bestimmte Wasserarten**

	Einheit	Trinkwasser <sup>1</sup>	Grundwasser <sup>2</sup>	Oberflächenwasser <sup>3</sup>	Abwasser <sup>4</sup>
Wassertemperaturänderung	°C	-	-	1.5 - 3	-
(Sauerstoffgehalt)	mg/l	5	-	>5	-
Gesamt N	mg/l	-	-	-	13-18
Nitrat	mg/l	50	50	50	-
Nitrit	mg/l	-	-	-	-
Ammonium (GrwV)	mg/l	0,5	0,5	0,1-0,3	10
Gesamt P	mg/l	6,7	-	0,1-0,3	1-2
Chlorid (GrwV)	mg/l	250	-	200	-
Sulfat (GrwV)	mg/l	240	-	-	-
Natrium	mg/l	200	-	-	-
DOC/TOC	mg/l	-	-	7-10	15-40
BSB	mg/l	-	-	2,5-6	-
Cyanid	mg/l	-	-	-	-
Eisen	mg/l	-	-	-	-
Arsen (GrwV)	mg/l	0,01	0,01	-	-
Cadmium (GrwV)	mg/l	0,005	0,0005	0,001	0,2 <sup>~</sup>
Chrom	mg/l	0,05	-	-	0,5 <sup>~</sup>
Kupfer	mg/l	2	-	-	0,5 <sup>~</sup>
Nickel	mg/l	0,02	-	-	0,5 <sup>~</sup>
Quecksilber (GrwV)	mg/l	0,001	0,0002	0,001	0,05 <sup>~</sup>
Zink	mg/l	3	3	-	2 <sup>~</sup>
Blei (GrwV)	mg/l	0,01	0,01	-	0,5 <sup>~</sup>
Anthracen	µg/l	-	-	-	-
Trichlorethylen/Tetrachlorethylen (GrwV)	mg/l	0,01	0,01	-	-
PSM (Summe Pflanzenschm; Biozide)	mg/l	0,0005	0,0005	-	-
E.coli	Anzahl/ 100ml	0	0	-	-

<sup>1</sup> EU Trinkwasserverordnung

<sup>2</sup> Grundwasserverordnung, Umsetzung EU-Richtlinie

<sup>3</sup> Orientierungswert EG-WRRL Umsetzungsverordnung (WRRLVO)

<sup>4</sup> Abwasserverordnung (kommunale Kläranlage, ~ gültig für Abwasser aus chemischer Industrie)

Auch in der Literatur sind Angaben zu durchschnittlichen Konzentrationen von Wasserinhaltsstoffen in Überblicks- oder Fallstudien zu finden. Tabelle 8-23 enthält Angaben aus verschiedenen Literaturquellen über die natürliche Zusammensetzung von Regen- und Grundwasser in Deutschland.

Daten über die Wasserqualität von Oberflächengewässern in Europa können auch auf der Internetseite<sup>1</sup> der Europäischen Umweltagentur (EEA) abgerufen werden. Als eine weitere Quelle für Angaben zur Beschaffenheit von natürlichen Gewässern weltweit kann auch die GEMStat Datenbank des Umweltmonitoring-Systems der Vereinten Nationen<sup>2</sup> dienen.

In einigen Gegenden in Deutschland können Angaben über den Zustand des entnommenen Trinkwassers auch vom Wasserversorger bezogen werden. Einige deutsche Wasserversorgungsunternehmen stellen zum Beispiel detaillierte Trinkwasseranalysen für ihre Wasserwerke zur Verfügung (z.B. Hamburg Wasser <http://www.hamburgwasser.de/wasseranalysen.html>).

Im Umgang mit den Vorgabewerten sollten jedoch einige Aspekte beachtet werden. Dem Anwender ist es überlassen, Default-Werte oder selbsterhobene regionale Daten für die jeweiligen Qualitätsindikatoren des verwendeten Wassers einzusetzen. Wie bereits dargestellt, werden die Vorgabewerte aus Verordnungen oder Literaturquellen abgeleitet. Zumindest in Deutschland sind jedoch z.B. die Trinkwasserqualitäten in der Realität oft deutlich besser als die vorgeschriebenen Grenzwerte. Stehen dem Anwender keine realen Daten über die Qualität seines eingesetzten Wassers zur Verfügung und er benutzt die Vorgabewerte, kann das Ergebnis verzerrt werden. Die möglichen Konsequenzen für die Bewertung werden im Diskussionskapitel (8.4.6.2) näher erläutert.

---

<sup>1</sup> <http://www.eea.europa.eu/themes/water/interactive/water-quality-in-rivers-and-lakes>

<sup>2</sup> United Nations Global Environment Monitoring System (<http://www.gemstat.org/>)

**Tabelle 8-23 Natürliche Zusammensetzung von Wasserressourcen (verschiedene Literaturquellen)**

	Regenwasser <sup>1</sup>	Grundwasser <sup>2</sup>
Wassertemperaturänderung	-	-
(Sauerstoffgehalt)	-	1-9,2 <sup>§</sup>
Gesamt N	1,9 <sup>#</sup>	-
Nitrat	0,4-1,3 <sup>&amp;</sup>	6-52 <sup>§</sup>
Nitrit	-	-
Ammonium (GrwV)	0,2-0,3 <sup>*+</sup>	<0,001-0,05 <sup>§</sup>
Gesamt P	0,06 <sup>#</sup>	-
Chlorid (GrwV)	0,2-2 <sup>&amp;</sup>	8-21 <sup>§</sup>
Sulfat (GrwV)	1-3 <sup>&amp;</sup>	16-66 <sup>§</sup>
Natrium	0,2-1 <sup>&amp;</sup>	2,9-11,5 <sup>§</sup>
DOC/TOC	4,3 <sup>#</sup>	0,6-2,1 <sup>§</sup>
BSB	-	-
Cyanid	-	-
Eisen	-	-
Arsen (GrwV)	-	0,0026 <sup>§</sup>
Cadmium (GrwV)	-	0,0003 <sup>§</sup>
Chrom	-	0,0024 <sup>§</sup>
Kupfer	-	0,101 <sup>§</sup>
Nickel	-	0,0126 <sup>§</sup>
Quecksilber (GrwV)	-	0,00015 <sup>§</sup>
Zink	-	0,0498 <sup>§</sup>
Blei (GrwV)	-	0,0039 <sup>§</sup>
Anthracen	-	-
Trichlorethylen/Tetrachlorethylen (GrwV)	-	-
PSM (Summe Pflanzenschm; Biozide)	-	-
E.coli	-	-

In vergleichenden Untersuchungen sollte aus den zuvor genannten Gründen darauf geachtet werden, dass die gleiche Art von Ausgangswerten verwendet werden - entweder nur Vorgabewerte oder nur gemessene Werte etc.

Folgendes Beispiel soll die Schwierigkeiten verdeutlichen. Ein Anwender ermittelt die Ausgangskonzentrationen der Inhaltsstoffe im Input seines Prozess und ermittelt niedrigere Werte als sie vom Gesetzgeber oder sonstigen Stellen vorgegeben werde. Ein anderer Anwender mit vergleichbarem Prozess verwendet aus Mangel an Daten oder aus operationalen Gründen die höheren Default-Werte, entlässt aber verschmutztes Wasser mit Endkonzentrationen in der gleichen Höhe wie der erste Anwender. Da der zweite Anwender höhere Stoffkonzentrationen als Eingangswerte für das Wasser im Input genutzt hat, wird seine rechnerische Differenz zum Endwert geringer als bei Anwender eins ausfallen. Anwender zwei erhält also eine bessere Bewer-

<sup>1</sup> \* Stich et al. (2002); + Kölle (2010); # Llopert-Mascaró (2010); & Wisotzky (2011)

<sup>2</sup> § Kunkel et al. 2002; § LAWA 2004

tung als Anwender eins, obwohl beide das Wasser in gleicher Höhe verschmutzen. In der Folge könnte es dazu kommen, dass alle Anwender die höheren Default-Werte verwenden, obwohl sie möglicherweise bessere reale Daten zur Verfügung haben.

Um dies zu verhindern, wäre es hilfreich, den Umgang mit realen Werten und Default-Werten im Vorfeld der Untersuchung zu regeln. Zum Beispiel festzulegen, dass ausschließlich Default-Werte aus einer Quelle als Inputwerte zugelassen werden oder in jedem Fall die vorliegenden Daten mit der höchsten Qualität oder den niedrigsten Werten zu verwenden.

Stehen für Indikatoren von der Liste (Tabelle 8-18) keine Ausgangs- bzw. Grenzwerte zur Verfügung, ist die Berechnung des Einzelindikators nur schwer umsetzbar. Dann fehlen einzelne Werte aus der Liste für die Berechnung des Gesamtqualitätsindikatorwertes. Werden diese aber aufgrund einer besseren Datenlage für das verglichene Produkt berechnet, ist der Gesamtqualitätsindikator beider Produkte nicht mehr miteinander vergleichbar. Dem könnte entgegen gewirkt werden, indem festgelegt wird, dass nur Einzelwerte, die für beide zu vergleichende Produkte berechnet werden können auch in den Gesamtindikatorwert einfließen.

Insgesamt ist jedoch die Datenverfügbarkeit in Deutschland und auf Europäischer Ebene als gut einzuschätzen, während es für andere Länder zu Problemen bei der Datenbeschaffung kommen könnte.

## 8.4.5 Berechnung des Wirkungsindikatorwertes

Die Berechnungsvorschriften für die einzelnen Gewichtungen und Indizes, die in die Wirkungsindikatorberechnung einfließen, wurden in den vorangegangenen Kapiteln beschrieben und sind in der folgenden Abbildung 8-11 zusammenfassend dargestellt.

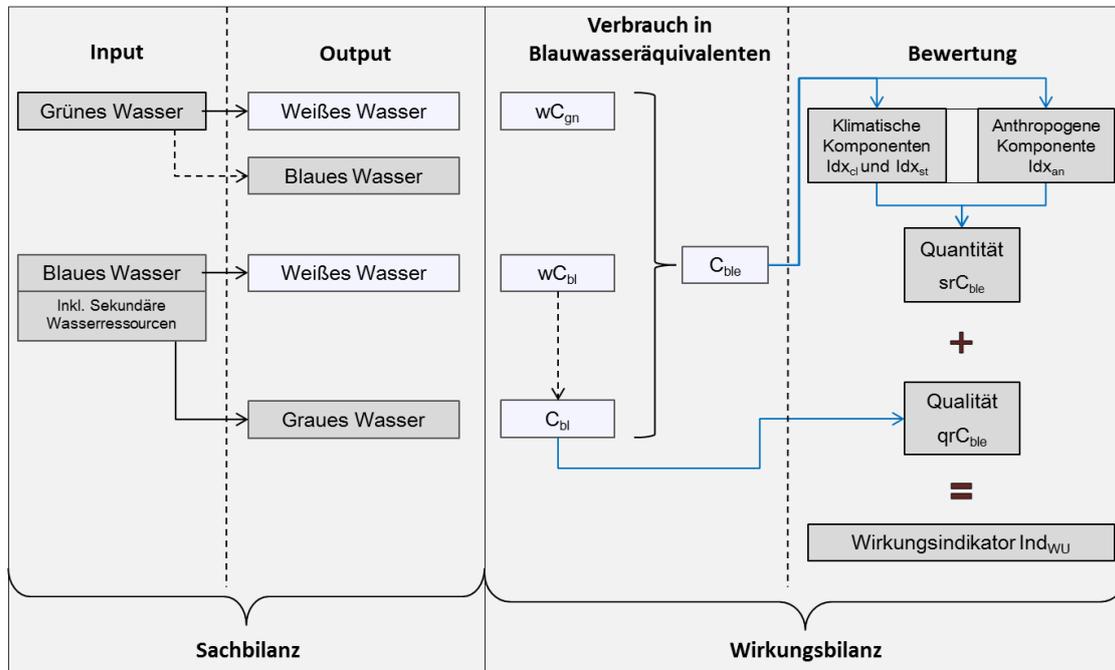


Abbildung 8-11 Überblick über die einzelnen Bewertungselemente, die im letzten Schritt in die Berechnung des Gesamtindikatorwertes einfließen

Im letzten Schritt wird die mit den quantitativen Indizes bewertete Wassermenge ( $srC_{ble}$ ) mit der qualitativ bewerteten Wassermenge ( $qrC_{ble}$ ) addiert und daraus der eigentliche Wirkungsindikatorwert für die Wirkungskategorie „Wasserverwendung“ berechnet.

Berechnung des Indikators für die Wirkungskategorie „Wasserverwendung“  $Ind_{WU}$

$$Ind_{WU} = srC_{ble} + qrC_{ble} \quad (8-35)$$

kann auch formuliert werden als:

$$Ind_{WU} = [C_{ble} \cdot (Idx_{an} - Idx_{cl} - Idx_{st})] + (reQ_c \cdot Idx_{qual}) \quad (8-36)$$

wobei:

$$C_{ble} = C_{bl} + wC_{gn} + wC_{wh} \quad (8-37)$$

$srC_{ble}$  mit den Knappheitsindizes bewertete Blauwasseräquivalente (siehe S.145 und S.155)

$qrC_{ble}$  mit dem Qualitätsindex bewertete Blauwasseräquivalente (siehe S.165)

$C_{ble}$	Blauwasseräquivalenter Verbrauch in [ $ble$ ]; enthält der verbrauchten Blauwassermenge $C_{bl}$ sowie den gewichteten Grün- ( $wC_{gn}$ ) und Weißwassermengen ( $wC_{wh}$ )
$Idx_{an}$	Anthropogener Index (siehe S.138)
$Idx_{cl}$	Klimaindex (siehe S.128)
$Idx_{st}$	Speicherindex (siehe S.130)
$reQ_c$	durch Verbrauch verändertes blaues Wasser (aus Sachbilanz)
$Idx_{qual}$	Qualitätsindex

Der quantitativ bewertete Blauwasserverbrauch ( $srC_{ble}$ ) bildet die verbrauchte Wassermenge in Abhängigkeit von der im Gebiet verfügbaren Wassermenge ab. Darin sind die Informationen des Klimaindex ( $Idx_{cl}$ ), des Speicherindex ( $Idx_{st}$ ) sowie des anthropogenen Index ( $Idx_{an}$ ) enthalten (vgl. Formel (8-36)). Der Klimaindex reduziert bzw. erhöht die verbrauchte Wassermenge abhängig von den klimatischen Bedingungen im Gebiet. Der Speicherindex erhöht bzw. verringert die verbrauchte Menge abhängig davon, ob die Zehrung von Bodenwasser aufgrund klimatischer Bedingungen unterjährig größer ist als dessen Wiederauffüllung. Und der anthropogene Index verringert bzw. erhöht rechnerisch die verbrauchte Wassermenge in Abhängigkeit von der sonstigen durchschnittlichen anthropogenen Wasserverwendung im Gebiet. Die verbrauchte Wassermenge, die mit dem Qualitätsindex ( $Idx_{qual}$ ) gewichtet wird, bildet die Qualitätsveränderung durch den betrachteten Prozess ab und kann auch als Qualitätskomponente ( $qrC_{ble}$ ) bezeichnet werden. Die Qualitätskomponente wird von der quantitativen Komponente abgezogen, wenn sich die Wasserqualität durch den betrachteten Prozess verbessert hat. Wurde die Wasserqualität durch den Prozess jedoch verschlechtert, wird die Qualitätskomponente addiert. Gab es gar keine Qualitätsveränderung, entfällt  $qrC_{ble}$  und der Wirkungsindikatorwert  $Ind_{WU}$  wird nur durch die quantitative Komponente ( $srC_{ble}$ ) beeinflusst. Die beschriebenen Komponenten können addiert bzw. subtrahiert werden, da sie beide in derselben Einheit – ‚Blauwasseräquivalent‘ ( $ble$ )- vorliegen.

Das Ergebnis ( $Ind_{WU}$ ) ist ein Maß für die Bedeutung der Wasserverwendung für das betrachtete Produkt oder den betrachteten Prozess und wird ebenfalls in Blauwasseräquivalenten ausgedrückt. Die Gegenüberstellung der tatsächlich verwendeten Wassermenge aus der Sachbilanz mit dem Indikatorergebnis ( $Ind_{WU}$ ) ermöglicht die Einschätzung der Bedeutung der betrachteten Wasserverwendung.  $Ind_{WU}$  kann größer oder kleiner als der in der Sachbilanz ausgewiesene Verbrauch sein. Ist  $Ind_{WU}$  größer als der tatsächliche Verbrauch, weist das darauf hin, dass der Verbrauch von Wasser in dieser Region aufgrund der Wasserverfügbarkeit oder aufgrund der starken Verschlechterung der Qualität als problematisch angesehen werden muss. Der höhere Wert sollte jedoch nicht als zusätzlicher „Wasserverbrauch“ kommuniziert werden, da er einer solchen Aussage nicht entspricht (vgl. Hoekstra et al.2009a). Ist  $Ind_{WU}$  gleich dem tatsächlichen Verbrauch aus der Sachbilanz, ist der Verbrauch als neutral, also weder als gut noch als schlecht einzuordnen. Nimmt  $Ind_{WU}$  kleinere Werte als der tatsächliche Verbrauch an, ist dieser Verbrauch von Wasser als unbedenklich anzusehen. Weder durch die Verhältnisse im Gebiet noch durch die Veränderung der Qualität ergeben sich durch den Verbrauch potentielle Probleme. Da  $Ind_{WU}$  auch negative Werte annehmen kann, würden diese, nach der hier angewendeten Logik, eine theoretische Generierung von Blauwasserressourcen bedeuten. Diese Aussage kann in eini-

---

gen Fällen sogar zutreffend sein, sollte jedoch ebenfalls nicht unreflektiert kommuniziert werden (vgl. Diskussion Abschnitt 8.4.6.2.).

In einigen Fällen ist es möglich, dass die einzelnen Komponenten ohne Addition bzw. Subtraktion eine höhere Aussagekraft besitzen. Sie sollten dann besser getrennt voneinander ausgewiesen werden.

Wie für Ökobilanzen üblich, sollten alle Berechnungen stets auf die funktionale Einheit bezogen werden.

## 8.4.6 Diskussion der Faktoren

### 8.4.6.1 Quantitative Faktoren

Die berechneten Bewertungsfaktoren aus Kapitel 8.4.1 stellen eine Annäherung dar, um viele verschiedene Einflussgrößen auf die Bewertung des Ausmaßes der Wasserverwendung abbilden zu können.

Die Zusammenführung der verschiedenen Indizes mit unterschiedlichen Vorzeichen führt zu einer gegenseitigen Verstärkungen bzw. Verringerung zweier Indizes mit gleicher Wirkrichtung. So verstärken sich z.B. Klimaindex und anthropogener Index, wenn in einem Gebiet Trockenheit und schlechtes Wassermanagement vorherrschen. Sie heben sich dagegen gegenseitig auf, wenn zwar die Gegend von klimatischer Trockenheit betroffen ist, dieser aber durch gute Wassermanagementmaßnahmen, wie die Meerwasserentsalzung oder die Verwendung aufbereiteter Abwässer entgegengewirkt wird. Eine zusätzliche Komponente für unterjährigen Trockenstress ist der Speicherindex, der die quantitative Komponente ebenfalls erhöht, wenn Trockenheit auftritt. Die Bewertung der verbrauchten Wassermenge mit diesem Index ergibt dann einen höheren Indikatorwert, da es bei anhaltender Trockenheit notwendig werden könnte, z.B. landwirtschaftliche Kulturen zu bewässern, wodurch sich der Wasserverbrauch erhöhen würde. Wie schon im Abschnitt angedeutet, sollte der Speicherindex bei fehlenden Angaben für das jeweils betrachtete Jahr möglichst aus langjährigen Mittelwerten berechnet werden.

Insgesamt soll für die Interpretation der quantitativen Komponente darauf hingewiesen werden, dass sie an einigen Stellen auf sehr stark normativen Elementen beruht, die jedoch für die Funktionsweise der Bewertung nötig sind. So enthält der anthropogene Index ( $Idx_{an}$ ) eine Normierung der Wasserknappheit nach Raskin et al. (1997) wonach eine Nutzung von mehr als 20% der natürlichen Wasserressourcen eines Gebietes als bedenklich eingestuft werden. Begründet wird diese Schwelle durch die Annahme, dass den natürlichen Ökosystemen im Gebiet bei höheren Entnahmen Wasser vorenthalten wird und dadurch die zukünftige Entwicklung des Gebietes gefährdet werden könnte. Die Herleitung der Schwelle gründet sich auf zahlreiche Publikationen, wie bereits im Abschnitt 8.4.1.2 ausgeführt wurde. Durch die Konstruktion der Formel für die Berechnung des anthropogenen Index ( $Idx_{an}$ ) ist es jedoch jederzeit möglich, die 20%-Schwelle gegen eine besser geeignete Schwelle auszutauschen. Des Weiteren enthält die Berechnung des  $Idx_{an}$  weitere normative Elemente bei der Bestimmung der Verfügbarkeit der sekundären Ressourcen aus fossilen Speichern und Importen, die durch den fossilen Faktor sowie den Fremdbezugsfaktor ausgedrückt werden. Bei Importen aus Gebieten mit knappen Ressour-

cen steht rechnerisch nur eine kleine Menge für andere Gebiete zur Verfügung und der Fremdbezugsfaktor nimmt einen kleinen Wert an. Steht dagegen viel Wasser in der Entnahmeregion zur Verfügung, nähert sich  $f_{imp}$  dem Wert 1. Liegen ausreichend Daten über die Situation im Entnahmegebiet vor, kann statt dem Defaultwert 0,1 ein anderer Faktor eingesetzt werden. Das gleiche gilt für die Berechnung des fossilen Faktors ( $f_{foss}$ ). Bei der Ermittlung der Knappheit im fremden Entnahmegebiet wird allerdings in der hier beschriebenen Version die kritische Schwelle von Raskin et al. (1997) nicht berücksichtigt.

Ein weiteres normatives Element findet sich auch in der Berechnungsvorschrift des Klimaindex ( $Idx_{cl}$ ). Der Trockenheitsindex geht nur zu 60% in die Berechnung des Klimaindex ein. Diese Festlegung wurde durch Thornthwaite (1948) für die Berechnung seines Moisture-Index getroffen und hier übernommen, weil der Moisture-Index ein weitverbreiteter Index ist, um die klimatischen Verhältnisse einer Region zu charakterisieren.

Die Verbindung der Einzelindizes zu einem bewertenden Element ist für viele denkbare Fälle plausibel. Durch die gegenseitige Verstärkung von negativen Aspekten (schlechtes Wassermanagement und klimatische Trockenheit) könnte es allerdings passieren, dass insbesondere wenig entwickelte Regionen oder Länder bei der Bewertung eines Wasserverbrauchs besonders schlecht abschneiden. Hochentwickelte Länder mit ohnehin reichlich klimatisch bedingtem Wasserreichtum würden jedoch sehr gute Indexwerte erreichen. Solche Aussagen der Indikator-komponente wären durchaus gerechtfertigt, könnten allerdings politische Probleme hervorrufen, worauf hier jedoch nicht näher eingegangen werden soll.

Für alle hier verwendeten Indizes gilt, dass durch ihre Verwendung keine konkreten Umweltwirkungen, die aus der Wasserentnahme entstehen, berechnet werden. Es wird nicht abgebildet, welche Wirkung der Verbrauch einer Einheit Wasser auf einen bestimmten Wirkungsendpunkt hat. Dafür sind die Wirkungen und Wirkungspfade zu komplex und oftmals mangelt es an Daten um die jeweiligen Wirkungen quantifizieren zu können. Teilweise sind die konkreten Wirkungspfade aber auch unbekannt oder die Wirkungszusammenhänge lassen sich nicht quantifizieren. In einigen Fällen entstehen aber auch keine Wirkungen, die abgebildet werden müssten, wenn die Wasserentnahme ein Teil des Wasserkreislaufs ist. Erst, wenn bestimmte Schwellen überschritten werden, entstehen Effekte in bestimmten Umweltbereichen. Deshalb wird mit der hier vorgestellten Methode die Lage der untersuchten Wasserverwendung zu den ausgewählten Schwellenwerten ermittelt.

Die Gemeinsamkeit aller hier verwendeten Bewertungsfaktoren ist, verschiedene Wasserarten in eine gemeinsame Einheit zu bringen, um sie miteinander vergleichen zu können. Dafür werden die Übergangspunkte von einer Wasserart in die andere innerhalb des Wasserkreislaufs genutzt. Ausgangspunkt dieser Überlegungen ist die Tatsache, dass alle Wasserarten über den Wasserkreislauf miteinander verbunden und damit ineinander überführbar sind. Die Einteilung der Wasserarten bedeutet nicht, dass alle Wasserarten separat voneinander bestehen. In Wirklichkeit sind sie im Wasserkreislauf alle miteinander verbunden. An den verschiedenen Stellen des Wasserkreislaufs verwandelt sich eine Wasserart in eine andere. Die Bewertungsfaktoren beruhen jeweils auf Zusammenhängen der Wasserarten an den jeweiligen Übergangspunkten, an denen sich die eine Wasserart in die andere umwandelt.

---

Die exakte Unterscheidung zwischen verschiedenen Blauwasserarten, die in einem konkreten Prozess verwendet werden, ist wahrscheinlich in der Praxis kaum möglich. Häufig wird wahrscheinlich ein Wassermix aus verschiedenen blauen Wasserarten verwendet, wenn Trinkwasser aus den Leitungen der öffentlichen Versorgung entnommen wird. In diesen Fällen kann anhand der Angaben des Versorgers die Zusammensetzung des örtlichen Wassermix unterstellt werden. Insbesondere bei der Verwendung sekundärer Wasserressourcen sollten dann anhand dieser Verteilung die entsprechenden Umrechnungsfaktoren eingesetzt werden.

Bei den hier vorgeschlagenen Bewertungsfaktoren wurde darauf geachtet, dass die dafür benötigten Daten möglichst für jeden Anwender leicht zugänglich sind. Dennoch ist die Verfügbarkeit von öffentlich zugänglichen Daten begrenzt. Vor allem mangelt es an Daten auf lokaler Ebene, während auf Länderebene statistische Daten von nationalen oder übernationalen Behörden zur Verfügung stehen (Statistische Ämter, bzw. FAO, UNO usw.). Je größer jedoch das betrachtete Gebiet ist, desto ungenauer werden die Aussagen, denn die Wasserverfügbarkeit wird stark durch regionale bzw. lokale Einflüsse, wie die Topografie, den Boden, das Lokalklima oder den Bewuchs bestimmt.

Eine weitere Quelle für Ungenauigkeiten ergibt sich im Falle von langen Produktionszeiträumen, wie zum Beispiel bei der forstlichen Produktion. Hier wird unter anderem der Wasserverbrauch meist auf Grundlage der durchschnittlichen Evapotranspirationswerte über die gesamte Standdauer ermittelt werden. Das kann jedoch nur eine Annäherung sein, da sich die äußeren Bedingungen verändern können (Klimawandel etc.) oder das System selbst die Umwelt verändert und damit seine eigenen Grundlagen. Durchschnittliche Werte bilden eine solche zeitliche Entwicklung nur schlecht ab.

Des Weiteren bilden die verfügbaren Daten die Realität nur vereinfacht ab. So kann zum Beispiel die Wasserverfügbarkeit in einem Gebiet nur selten exakt ermittelt werden. Theoretisch müsste die Stock-Größe ermittelt werden, doch es werden lediglich die Zu- und Abflüsse erfasst. Deshalb ist es nur möglich, annähernde Größen zu verwenden. Eine solche Näherungsgröße für die Grund- und Oberflächenressourcen im Gebiet ist zum Beispiel die Verwendung der Größe „Gesamtabfluss“.

#### 8.4.6.2 Qualitätsbewertung

Mit Hilfe der hier vorgeschlagenen Methode für die Qualitätsbewertung wird am Ende ein Indikatorwert berechnet, der eine Bewertung der Schadstoffmenge im verbrauchten Wasser darstellt. Dieses Vorgehen entspricht in Ansätzen der Gedankenwelt der klassischen Wirkungsbewertung der Ökobilanz. Durch den betrachteten Prozess auftretende Emissionen in Form von Wasserinhaltsstoffen werden in einen Charakterisierungsfaktor ( $Idx_{qual}$ ) umgerechnet, mit dem danach das Volumen des verbrauchten Wassers gewichtet wird. Das Ergebnis ist die Komponente des Wirkungsindikatorwertes, die die Veränderung der Wasserqualität abbildet. Dabei werden durch den Wirkungsindikatorwert jedoch keine Aussagen über Auswirkungen auf bestimmte Wirkungsendpunkte getroffen. Nach ISO-Norm (ISO 14044) ist dieses Vorgehen möglich, da die Norm lediglich fordert, dass der Wirkungsindikatorwert ein Maß für die Wirkung

sein soll. Er muss nicht die konkrete Wirkung auf einen Menschen oder ein Ökosystem ausdrücken sondern soll ein Bewertungsschlüssel sein, der die Wirkung quantifiziert.

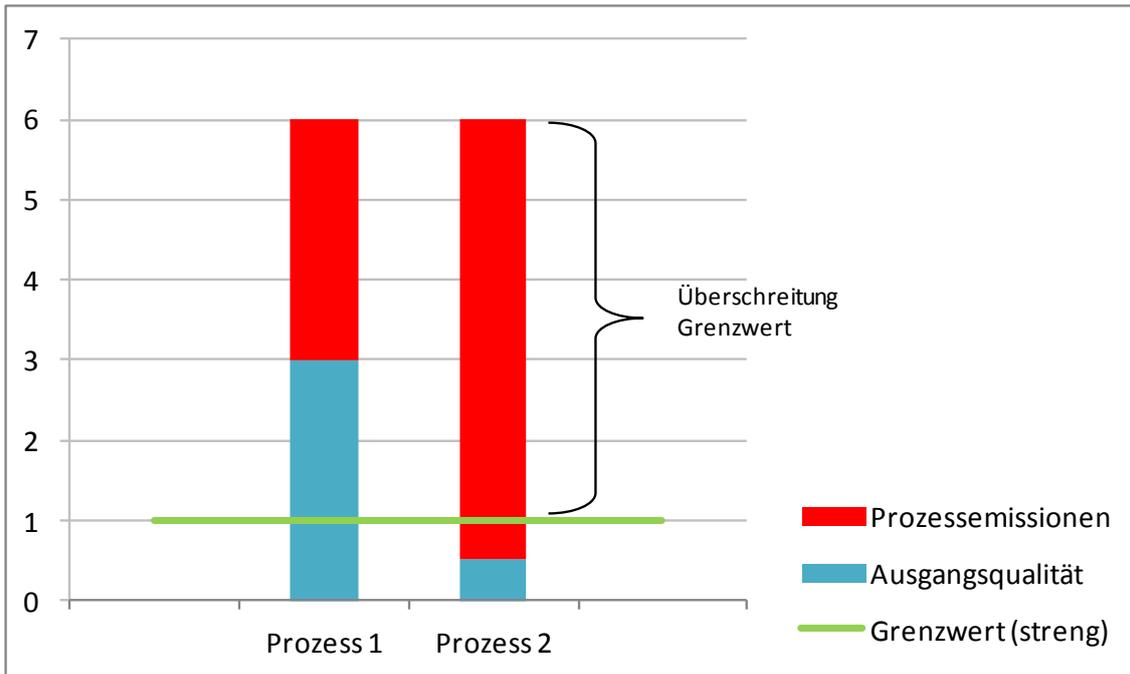
Ziel für die Entwicklung der Methode für die Bewertung von Qualitätsveränderungen war es, einen Indikator zu erarbeiten, der zum einen die Veränderung der Wasserqualität durch den betrachteten Prozess widerspiegelt und zum anderen die Stoffkonzentrationen im abgegebenen Wasser in Bezug zu einem Grenzwert setzt. Die hier vorgenommene Art der Qualitätsbewertung ist allerdings durchaus diskussionswürdig.

Die Bildung des Mittelwertes aus den Konzentrationsveränderungen der einzelnen Wasserinhaltsstoffe zur Berechnung des  $Idx_{qual}$  könnte bewirken, dass gefährliche Emissionen durch harmlose rechnerisch „neutralisiert“ werden. Um dieser Tendenz entgegenzuwirken, wurden die Gewichtungsfaktoren eingeführt. Damit können Anstiege besonders gefährlicher Inhaltsstoffe ein höheres Gewicht bekommen und dadurch nicht mehr durch Konzentrationsverringerungen ungefährlicher Stoffe rechnerisch kompensiert werden. Außerdem wäre es denkbar, schon bei der Bewertung der Konzentrationsveränderungen der einzelnen Wasserinhaltsstoffe, Anstiege durch einen Faktor, mit dem die Endkonzentration ( $tV_k$ ) gewichtet wird, gegenüber Konzentrationsverminderungen rechnerisch zu erhöhen. Die Vorschrift für die Berechnung des Qualitätsindex ist also variabel und kann an die jeweiligen Bedürfnisse angepasst werden.

#### Begründung für die Verwendung von zwei Richtwerten für die Beurteilung

Für die Berechnung des Bewertungsfaktors werden zwei Richtwerte verwendet. Zum einen der Grenzwert an der Schwelle von guter Wasserqualität zu einer Qualität mit möglichen negativen Wirkungen. Und zum anderen der Unterschied zwischen den Stoffkonzentrationen am Anfang und am Ende des betrachteten Prozesses.

Im Vergleich zu Methoden, bei denen lediglich die Stoffkonzentration im Output des Prozess mit der im Input verglichen wird, ergeben sich bei der hier vorgeschlagenen Qualitätsbewertungsmethode einige Vorteile. Wird zum Beispiel ein niedriger Grenzwert angewendet, überschreitet unter Umständen schon die Stoffkonzentration im Input den Grenzwert. Das führt unter Umständen dazu, dass die volle Höhe der Verschmutzung des Inputwassers dem Prozess angelastet wird, auch wenn die absolute Verschmutzung vielleicht geringer ausfällt als bei einem Input mit niedrigerer Schadstoffkonzentration. Das Beispiel in Abbildung 8-12 verdeutlicht die Fehleranfälligkeit der Bewertung wenn lediglich der Endzustand mit einem Grenzwert verglichen wird. In beiden Fällen würde in die Bewertung eine Überschreitung des Grenzwertes von jeweils 5 Einheiten eingehen, obwohl in Prozess 1 die tatsächlichen Prozessemissionen nur 3 Einheiten betragen und in Prozess 2 hingegen 5.5 Einheiten. Außerdem wird anscheinend in Prozess 2 qualitativ hochwertiges Wasser verschmutzt. Dagegen wird in Prozess 1 Wasser mit schlechterer Qualität verwendet und durch den Prozess wird die Schadstoffkonzentration erhöht, allerdings nicht in gleicher Höhe wie in Prozess 2.



**Abbildung 8-12** Visualisierung einer Bewertung nur mit Hilfe der Berechnung der Differenz von Ausgangsqualität zum Grenzwert. Die y-Achse bezeichnet die Stoffkonzentration.

Würde nur die Inputqualität als Benchmark für die Bewertung der Qualitätsveränderung durch den Prozess verwendet, könnte die Bewertung verzerrt werden. Ein Vorteil der Verwendung der Inputqualität als Benchmark wäre, dass nur die Emissionen bewertet werden, die tatsächlich durch den Prozess verursacht werden. Die Verschlechterung bzw. Verbesserung der Wasserqualität durch die Verwendung würde abgebildet werden. Aber, selbst wenn der Output schlechter ist als der Input, muss der Output noch lang nicht unbrauchbar sein. Deshalb wird allein mit Hilfe der Input-Benchmark keine Aussage über die Schwere der Qualitätsverschlechterung getroffen.

Als Konsequenz dieser Überlegungen erscheint es also sinnvoll, die beiden Elemente „Grenzwert“ und „Inputqualität“ in die Berechnung des Bewertungsfaktors einzubeziehen, was in der hier vorliegenden Arbeit auch erfolgt ist (vgl. Kapitel 8.4.4.4). Der hier vorgeschlagene Bewertungsansatz berücksichtigt sowohl den Abstand zwischen Ausgangs- und Endqualität als auch das Verhältnis zwischen Endqualität und Grenzwert. Der Prozess, bei dem sich die Stoffkonzentration im Vergleich zum Ausgangswert verringert und diese gleichzeitig unter den Grenzwert sinkt, schneidet am besten ab. Prozesse, durch deren Verlauf sich die Wasserqualität verschlechtert und deren Endkonzentrationen gleichzeitig den Grenzwert überschreiten, werden am schlechtesten bewertet.

### Verwendung von Grenzwerten

Für die Berechnung des Indikatorwertes werden strenggenommen Immissionsgrenzwerte<sup>1</sup> benutzt, um Emissionen zu beurteilen (Vgl. Abschnitt 8.4.4.6). Um die Bewertung dennoch mit Hilfe von Grenzwerten durchzuführen, liegt die vereinfachende Annahme zugrunde, dass die entlassene Menge über die Zeit ein Gewässer bildet und dieses dann die geforderten Grenzwerte einhalten muss.

Allgemein betrachtet ist der Einsatz von Grenzwerten für die Bewertung diskussionswürdig. Grenzwerte bieten allerdings einen Anhaltspunkt für die Bewertung, da sie von der Gesellschaft, oft auf Grundlage von Forschungsergebnissen, bereits als bedenkliche Schwellen identifiziert wurden. Die Entscheidung für den Einsatz der Güteklassifikation als Grenzwert ist sehr normativ. Die Verwendung anderer Grenzwerte führte zu abweichenden Ergebnissen der Bewertung und wird deshalb in einer Sensitivitätsanalyse im Kapitel 10.5 der Arbeit überprüft.

### Verwendung von Default-Werten

Für die vorgeschlagene Berechnung können als Parameter bei Mangel an tatsächlich gemessenen Daten auch Default-Werte eingesetzt werden. Jedoch kann es dadurch zur fehlerhaften Bewertung durch Unter- bzw. Überschätzung kommen. Die folgenden Beispiele sollen auf einige der möglichen Fehlerquellen aufmerksam machen.

Ein Anwender verwendet qualitativ hochwertiges Wasser aus der Region, besitzt aber keine Daten über die jeweilige Beschaffenheit. Stattdessen legt er Vorgabewerte für seine Bewertung zu Grunde. Seine realen Werte liegen also unterhalb der für die Berechnung verwendeten Vorgabewerte. Liegen die Konzentrationen im Output des Prozesses über den Inputkonzentrationen, könnte es sein, dass die Qualitätsveränderungen durch den Prozess des Anwenders unterschätzt würden.

Im anderen Fall verwendet der Anwender niedrigere Vorgabewerte als seine realen Ausgangskonzentrationen. Verringern sich die Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe durch seinen Prozess, liegen danach allerdings noch über den niedrigen Default-Ausgangswerten wird eine Erhöhung der Konzentration berechnet, obwohl sich die Wasserqualität in Wirklichkeit verbessert hat. Die tatsächlichen Veränderungen werden also überschätzt. Genauso kann es zu Über- bzw. Unterschätzungen kommen, wenn statt gemessener Endwerte Vorgabewerte verwendet werden. Solche Quellen von Unsicherheiten sollten in der Dokumentation beschrieben und diskutiert werden.

---

<sup>1</sup> Immissionen: Verunreinigungen der Luft, des Bodens oder Wassers, die auf Lebewesen oder Gegenstände einwirken. Zulässige Konzentrationen werden durch festgelegte Höchstwerte gesetzlich geregelt (Umwelt-Lexikon: <http://www.umweltdatenbank.de>)

---

### *Bewertung von industriellen und biologischen Produktionsprozessen*

Der vorgeschlagene Ansatz für die qualitative Bewertung ist für industrielle Produktionsprozesse und deren Abwässer anwendbar. Schwieriger ist dagegen die Anwendung bei biologischen Produktionsprozessen, da Stoffkonzentrationen im Input und Output des Systems nur unzureichend ermittelt werden können und darüber hinaus nur schwer von der Umwelt und deren Einflüssen abgetrennt werden können. Effekte, die durch den Produktionsprozess hervorgerufen werden und natürliche Einflüsse können nur schwer auseinandergehalten werden.

Darüber hinaus muss darauf geachtet werden, dass das biologische Produktionssystem sinnvoll abgegrenzt wird, damit die Inputs und Outputs sowie deren qualitative Veränderungen soweit es möglich ist, eindeutig bestimmt werden können.

Auch bei der Verwendung von Regenwasser als Inputgröße ist die Bewertung der Qualität mit verschiedenen Schwierigkeiten verbunden. Es sollte dabei im Einzelfall entschieden werden, ob die Qualität von Regenwasser in die Bewertung einbezogen wird. Es wäre auch möglich, Regenwasser grundsätzlich als neutral und unbelastet einzustufen, was die Umsetzung des Methodenvorschlags vereinfacht, aber unter Umständen Ungenauigkeiten hervorruft. In der Fallstudie in Kapitel 10.4 wird der Umgang mit Regenwasser bei der Bewertung demonstriert.

## 9 Gesamtbeurteilung der neuen Methode

Die hier vorgestellte Ökobilanz-Methodenerweiterung ermöglicht es, die Bedeutung einer Verwendung von Wasser in Bezug auf die regionale Wasserverfügbarkeit einzuschätzen, sowie das Ausmaß der Verunreinigung des verwendeten Wassers zu beurteilen. Durch die Berechnung einer einzigen Kennzahl lassen sich sowohl quantitative Aspekte der Wasserverwendung als auch qualitative Veränderungen des verwendeten Wassers durch einen Wert abbilden. Die Gesamtaussage des mit Hilfe der vorgestellten Methode ermittelten Wirkungsindikatorwertes wurde bereits im Kapitel 8.4.5 erläutert. Aufgrund eines erhöhten Indikatorwerts gegenüber dem tatsächlichen Verbrauch wird die betrachtete Wasserverwendung als potentiell problematisch eingestuft. Dabei sollte das Ergebnis der Wirkungsbewertung jedoch nicht als „Verbrauch“ kommuniziert werden, da er eine theoretische Größe ist. Entsprechend dieser Logik müsste ein negativer Indikatorwert als potentiell positiv eingeordnet werden. Die Kommunikation eines solchen Ergebnisses könnte u.U. Widerstände hervorrufen, obwohl es in einigen Fällen durchaus gerechtfertigt ist. So werden zum Beispiel unter Waldflächen, durch die Filterwirkung der Wurzeln und des allgemeinen Bodengefüges, hochwertige Grundwasserressourcen gebildet. Des Weiteren sind Fälle aus Wüstengegenden bekannt, wo durch die Aufbereitung von Abwässern aus entsalztem Meerwasser künstliche Seen mit Süßwasser entstehen (Shapiro 2012). Auch in perhumiden Gebieten mit deutlichen Wasserüberschüssen und sehr hohen Grundwasserständen in denen sich Moore bilden, wie auch in Marschgebieten, kann ein Wasserverbrauch durchaus als positiv angesehen werden.

Mit Hilfe der vorgeschlagenen Methode lässt sich der Verbrauch verschiedener Wasserarten in eine gemeinsame Einheit umrechnen, um diese danach miteinander vergleichen zu können. Dadurch können, im Unterschied zu vorhergehenden Methoden, sowohl blaue als auch grüne Wasserflüsse in die Bewertung einbezogen werden. Das ermöglicht den Vergleich von Produkten, deren Erzeugung auf technischen oder biologischen Prozessen beruht. Für jede der verbrauchten Wasserarten werden eigene Charakterisierungsfaktoren berechnet. Wasserarten, die für das Produkt keine Rolle spielen, werden bei der Charakterisierung nicht betrachtet.

Eine Unterscheidung zwischen verschiedenen blauen Wasserarten, wie Grundwasser oder Oberflächenwasser wird im Rahmen der Methode nur für die Bewertung der qualitativen Veränderungen vorgenommen. Bei der mengenmäßigen Beurteilung wird zwischen der Verwendung verschiedener sekundärer blauer Wasserarten unterschieden, wodurch sich die hier präsentierte Methode von bisherigen Vorschlägen unterscheidet. Wie auch von Tendall et al. (2013) angemerkt, ist die Differenzierung zwischen verschiedenen Wasserarten besonders für die Bewertung in Regionen von Bedeutung, in denen die Wasserversorgung von einer bestimmten knappen Wasserressource abhängig ist. In die Ermittlung der regionalen Wasserknappheit werden neben klimatischen auch infrastrukturelle, vom Menschen beeinflusste Faktoren einbezogen. Denn einer zu geringen natürlichen Wasserverfügbarkeit kann durch infrastrukturelle Maßnahmen entgegengewirkt werden. Diese Überlegungen gehen ebenfalls der Methodenentwicklung von Boulay et al. (2011) voraus. Sowohl im vorliegenden Methodenvorschlag als auch bei Boulay et al. (2011) werden anthropogene Maßnahmen, die die Wasserknappheit kompensieren bei der Wirkungsbewertung berücksichtigt.

---

Die Methodenerweiterung erweitert den Satz der Wirkungsindikatoren einer Ökobilanzstudie um einen wesentlichen Umweltaspekt und ermöglicht damit beispielsweise eine Abwägung zwischen der Wasserverwendung und Klimawirkungen. Die Methode ermöglicht die Quantifizierung der Wirkungskategorie "Süßwasserverbrauch". Damit verbundene Auswirkungen auf die Umwelt könnten zum Beispiel die Qualität von Ökosystemen, die menschliche Gesundheit oder die Ressourcenverfügbarkeit sein. Mit Hilfe der Methode können allerdings keine konkreten Wirkungen auf bestimmte Wirkungsendpunkt berechnet werden, da es sich um eine Midpoint-Methode handelt. Dieses Vorgehen wurde bewusst gewählt, da die Wasserverwendung viele verschiedene Wirkungsmechanismen hervorrufen kann, die unmöglich mit einem einzigen Indikatorwert abgebildet werden könnten. Für eine Endpoint-Betrachtung nahe an Einzeleffekten sind Kenntnisse über Kausalzusammenhänge sowie über Orts- und Zeitbezüge nötig, was die Erhebung großer Datenmengen erforderte und daher derzeit nicht konsequent über den gesamten Lebensweg durchzuhalten wäre. Dennoch erfüllt die Methode sowohl die Anforderungen der Ökobilanznorm ISO 14044 als auch der Water Footprint-Norm ISO 14046, die eine Festlegung von Wirkungsindikatoren an jeder Stelle der Wirkungsmechanismen des Charakterisierungsmodells erlauben.

Der mit Hilfe der vorgestellten Methode berechnete Wirkungsindikatorwert könnte allerdings zu einem späteren Zeitpunkt vom Nutzer als Grundlage für die Berechnung konkreter Wirkungen auf verschiedene Endpunkte herangezogen werden. Die konsistente Umrechnung der Wasserarten und deren quantitative und qualitative Bewertung bieten dafür eine geeignete Grundlage. Außerdem gehen durch die Erfassung in der Sachbilanz Informationen über die tatsächlich verwendeten Wassermengen nicht verloren und könnten zu einem späteren Zeitpunkt auch für die Berechnung neuer Wirkungskategorien verwendet werden.

Die hier präsentierte Bewertungsmethode ähnelt einer Water Footprint-Methode, weil eine bewertete Menge Wasser als Indikatorwert berechnet wird, die nicht dem tatsächlichen Wasserverbrauch des Produktsystems entspricht. Die Methode orientiert sich aber stärker an der Struktur und den Vorgaben für die Wirkungsbewertung in Ökobilanzen und versteht sich in erster Linie als Ökobilanzmethode für eine Midpoint-Bewertung. Durch die Verwendung der Ökobilanzstruktur ergibt sich bei dieser Methode der Vorteil, sowohl die real verbrauchten Mengen darstellen zu können als auch die bewerteten Menge. Dadurch wird ersichtlich, welche Mengen der verschiedenen Wasserarten in den Prozess gelangen, in diesem verwendet werden und wieder abgegeben werden.

In weiten Teilen entspricht die präsentierte Methodenerweiterung den Anforderungen der neuen ISO Norm 14046 für Water Footprints. Sie könnte daher auch zur Berechnung von Water Footprints eingesetzt werden. Die ISO 14046 legt eindeutig fest, dass ein normkonformer Water Footprint auf einer Ökobilanz basiert, d.h. alle Stationen innerhalb des Lebenswegs eines betrachteten Produktes, Prozesses etc. berücksichtigt werden. Sie kann dabei entweder für sich allein stehen oder aber ein Teil einer vollständigen Ökobilanz sein kann. Sie sollte umfassend sein, indem sie alle relevanten Einflüsse auf Umwelt, Mensch und Ressourcen in Bezug auf Wasser einbezieht. Weitere Anforderungen der ISO 14046 für Water Footprint-Methoden, die von der hier vorgestellten Methode erfüllt werden sind:

- modularer Aufbau,
- Aufzeigen potentieller Umweltwirkungen in Verbindung mit der Wasserverwendung,
- Berücksichtigung relevanter geografischer und zeitlicher Dimensionen,
- Berücksichtigung quantitativer und qualitativer Aspekte der Wasserverwendung,
- basierend auf hydrologischen Grundlagen,
- Unterscheidung zwischen verschiedenen Wasserarten,
- Berücksichtigung regionaler bzw. lokaler Einflussfaktoren auf die Bewertung soweit wie möglich,
- Berücksichtigung saisonaler Effekte, wenn sie für die Bewertung von Bedeutung sind,
- Berechnungen der potentiellen Wirkungen bezogen auf eine funktionale Einheit.

Dazu soll angemerkt werden, dass die Entwicklung der vorliegenden Arbeit mehr oder weniger parallel zur Entstehung der Norm verlief und dass die hier vorgestellte Methode erst nach Abschluss mit der im August 2014 veröffentlichten Norm verglichen wurde. Aus diesem Abgleich kann abgeleitet werden, dass die hier präsentierte Methode normkonform ist und daher auch für Water Footprint Studien angewendet werden kann, da die Norm selbst keine konkreten methodischen Vorgaben macht, sondern lediglich den Rahmen für die Durchführung und die Dokumentation von Water Footprint Studien vorgibt.

In einigen Teilen ähnelt die hier präsentierte Methode außerdem den Ansätzen von Berger et al. (2014) und von Ridoutt and Pfister (2013). Aspekte beider Arbeiten werden aufgegriffen und weiterentwickelt. Berger et al. (2014) bezieht in die Berechnung seines Charakterisierungsfaktors ebenfalls den Aspekt des Evapotranspirationsrecycling in der Atmosphäre ein, wodurch die Verwendung von grünem Wasser nicht vollständig als Verbrauch angerechnet wird. Bei Ridoutt & Pfister (2013) findet sich ebenfalls der Ansatz, dass Quantität und Qualität zusammen bewertet werden. Knappheit wird im hier präsentierten Ansatz anhand von monatlichen Daten in Kombination mit Speicheränderungen vorgenommen. Das stellt eine Weiterentwicklung des Water Stress Index-Ansatzes von Pfister et al. (2009) dar. Außerdem ist die konsistente Umrechnung verschiedener Wasserarten in blaues Wasser eine Neuerung, auf dessen Grundlage sich die hier entwickelten quantitativen und qualitativen Indizes problemlos miteinander addieren lassen. Dadurch können neben blauem bzw. grauem Wasser weitere Wasserarten in die Bewertung einbezogen werden. Insbesondere in der Einbindung grüner Wasserflüsse in die Bewertung und dem daraus resultierenden Fokus auf biologische Produktionssysteme unterscheidet sich die hier vorgestellte Methode von bisherigen Vorschlägen. Die vorgeschlagene Methode ermöglicht es erstmals, biologische und technische Produktionssysteme im Rahmen einer Bewertung miteinander zu vergleichen.

Die Methode ist dafür geeignet, die Bewertung auf Grundlage regionale Aspekte durchzuführen. Eine Voraussetzung dafür ist jedoch eine entsprechende Datenverfügbarkeit. Es könnte allerdings unter Umständen schwierig sein, die jeweiligen Daten in geeigneter Form zu akquirieren. Die in den entsprechenden Kapiteln genannten Datenquellen liefern zumindest einen ersten Anhaltspunkt, wo geeignete Daten in welcher Form zur Verfügung stehen.

---

## 10 Anwendungsbeispiel

### 10.1 Gegenstand

Im Folgenden soll die Anwendung der zuvor beschriebenen Methode anhand eines Beispiels demonstriert werden. Dazu wird die Holzerzeugung in Kurzumtriebsplantagen herangezogen. Bei Kurzumtriebsplantagen handelt es sich zumeist um den Anbau von schnellwachsenden Bäumen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Eine vergleichbare Kultur auf einer forstlichen Fläche ist vor allem aus rechtlichen Gründen selten und soll deshalb im Folgenden nicht im Mittelpunkt der Betrachtungen stehen. Es wurde ein biologisches Produktionsverfahren gewählt, um die Funktionalität der Methode für diesen Bereich zur überprüfen, der in bisherigen Methoden nicht ausreichend erfasst wurde, aber gerade in Bezug auf die Wasserverwendung und seinen Einfluss auf den Wasserhaushalt von Bedeutung ist.

Hier wird die Methode exemplarisch auf den Wasserverbrauch im Hauptproduktionsprozess angewendet. Für eine vollständige Ökobilanz der Produktion von Holz in Kurzumtriebsplantagen müsste natürlich auch der Wasserverbrauch in allen Inputflüssen einschließlich der Hintergrunddaten in der Bilanz berücksichtigt werden und in die Wasserverbrauchsbewertung einfließen.

### 10.2 Kurzumtriebsplantagen

#### 10.2.1 Allgemeine Informationen

Eine Kurzumtriebsplantage wird zumeist mit Steckhölzern begründet, die auf einer vorbereiteten Fläche meist maschinell ausgebracht werden. Die Pflanzzahlen richten sich nach der Baumart und der geplanten Nutzung. Für eine spätere energetische Nutzung des Holzes ist die Verwendung höherer Pflanzzahlen vorteilhafter als für eine stoffliche. Ein wichtiges Kriterium für den Anwuchserfolg ist dabei die Wasserverfügbarkeit. Bei geringem Wasserangebot kann auch auf bewurzelte Steckhölzer oder Setzstangen zurückgegriffen werden. Bei starker Begleitvegetation ist im ersten Jahr nach der Pflanzung eine zusätzliche Unkrautbekämpfung notwendig (Schildbach et al. 2010). Je nach Wuchsleistung wird die Fläche nach 3-5 Jahren beerntet. Dabei werden die Stämme mit Hilfe einer Erntemaschine oder anderer Verfahren kurz über dem Boden abgeschnitten. Der Wurzelstock verbleibt im Boden und schlägt mit mehreren Trieben wieder neu aus. Nach 3-5 Jahren kann erneut geerntet werden. Nach welcher Zeit der Stock seine Ausschlagfähigkeit verliert, ist durch den Mangel an Langzeituntersuchungen noch nicht genau bekannt. In der Literatur wird zumeist von einer Nutzungsdauer von bis zu 30 Jahren ausgegangen (Lewandowski 2009). Danach kann die Fläche wieder landwirtschaftlich genutzt werden oder die Plantage erneuert werden.

#### 10.2.2 Wasserbedarf und Einfluss auf Wasserhaushalt und Wasserqualität

Im Allgemeinen ist die Wasserverfügbarkeit für den erfolgreichen Anbau von Kurzumtriebsplantagen von entscheidender Bedeutung. Werden 40% der nutzbaren Feldkapazität unterschrit-

ten, reagieren europäische Baumarten mit reduzierten Wuchseleistungen. Standorte mit Grundwasserständen von 0,6 -1,5 m Tiefe sind für die Pflanzenwurzeln erreichbar und machen die Plantage unabhängig von im Boden gespeichertem Wasser (Petzold et al. 2010).

Wird auf einer Ackerfläche eine Kurzumtriebsplantage angelegt, verändern sich für diese Fläche die Wasserhaushaltsparameter. Wie in einigen Studien gezeigt werden konnte, zeichnen sich Kurzumtriebsplantagen durch eine höhere Interzeption und Transpiration gegenüber landwirtschaftlichen Kulturen aus und haben dadurch einen höheren Wasserverbrauch als landwirtschaftliche Kulturen (Knust 2007; Busch 2009; Petzold et al. 2009a). Dies ist auch auf eine längere Vegetationsperiode der Bäume zurückzuführen, die bis zum Einbruch der ersten Fröste andauert, während Ackerkulturen teilweise schon im August geerntet werden. Die jeweilige Höhe der Transpiration ist jedoch auch von Standortparametern wie Niederschlagsmenge, Temperatur und Bodeneigenschaften abhängig (Busch 2009). Zugleich hat auch die gewählte Umtriebszeit der Plantage einen Einfluss auf den Wasserverbrauch. Bei längeren Umtriebszeiten besteht ein höherer Wasserverbrauch als bei kurzen, denn mit dem Alter der Plantage nehmen die Interzeptionsverluste zu (Allen et al. 1999).

Durch den höheren Wasserverbrauch und die größere Interzeption unter KUP-Plantagen verringert sich der Sickerwasserstrom und es kommt zu einer Absenkung der Grundwasserneubildungsrate im Vergleich zu Ackerkulturen (Hall 2003; Bungart & Hüttl 2004; Busch 2009; Petzold et al. 2009a). Andererseits kann diese Eigenschaft auch gezielt in hochwassergefährdeten Regionen eingesetzt werden. Durch die intensive Durchwurzelung des Bodens wird die Infiltrationsfähigkeit erhöht, die Böden sind weniger schnell gesättigt und können deshalb mehr Wasser aufnehmen. Dadurch wird der Oberflächenabfluss verringert, was zu geringerer Erosion und damit zu geringerer Sedimentbildung in Talsperren führt (Petzold et al. 2009a). Durch den reduzierten Sickerwasserstrom, aber auch durch geringere Düngergaben im Vergleich zu Ackerkulturen, verlagern sich weniger Nitrat oder andere Nährstoffe ins Grundwasser (Petzold et al. 2009a). Während der Etablierungsphase sowie bei Rückwandlung der Fläche besteht die Gefahr, dass verstärkt Nitrat ausgewaschen wird. In der Zeit dazwischen ist das Risiko geringer (Aronsson et al. 2000; Hall 2003; Dimitriou et al. 2009); die Wasserqualität verbessert sich also im Allgemeinen durch die Etablierung von KUP (Dimitriou et al. 2009).

Wie sich jedoch diese Effekte auf Landschaftsebene auswirken, konnte noch nicht abschließend geklärt werden. Einige Autoren (Stephens et al. 2001; Hall 2003; Dimitriou et al. 2009) halten den Einfluss auf ein Einzugsgebiet für gering, solange nur Teile des Gebiets mit Kurzumtriebsplantagen bepflanzt werden. Negativ könnte sich der großflächige Anbau von Kurzumtriebsplantagen in Gebieten mit geringem Niederschlag oder im Einzugsgebiet sensibler aquatischer Ökosysteme auswirken, die auf eine ständige Wasserzufuhr angewiesen sind (Dimitriou et al. 2009; Lamersdorf et al. 2010).

### 10.2.3 Parameter für die Beschreibung des Wasserhaushalts unter Kurzumtriebsplantagen

Für die Erfassung der Einflüsse der Kurzumtriebsplantagenwirtschaft auf den Wasserhaushalt sind vor allem die Parameter Niederschlag, Oberflächenabfluss, Evapotranspiration und die

---

Feldkapazität des Bodens relevant. Die Feldkapazität (FK) bezeichnet die Menge Wasser, die maximal im Boden gegen die Schwerkraft gehalten werden kann und für das Pflanzenwachstum zur Verfügung steht. Das gesamte pflanzenverfügbare Wasser setzt sich aus der verfügbaren Feldkapazität sowie dem kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser zusammen (K). Die Höhe der Feldkapazität hängt wiederum vom Infiltrationsvermögen, der Durchlässigkeit und dem Speichervermögen des Bodens ab. Diese Bodenparameter bestimmen auch den ober- und unterirdischen Abfluss und damit auch die Hochwassergefährdung eines Gebiets. In einem Boden mit hohem Infiltrationsvermögen dringt schnell Regenwasser ein und gelangt erst später in den Vorfluter. Bei einem niedrigen Infiltrationsvermögen erreicht das Regenwasser schneller den Vorfluter und fließt damit zum größten Teil oberflächlich ab. Somit ist der Oberflächenabfluss in Gebieten mit niedriger Infiltrationsrate höher als in Gebieten mit hoher Infiltrationsrate. Höhere Durchlässigkeit und ein hohes Speichervermögen von Böden eines Gebiets bedingen niedrige Hochwasserabflussganglinien und niedrige jährliche Abflussraten.

Wichtige Parameter zur Erfassung von Veränderungen des Wasserhaushalts durch den Anbau von KUP sind:

- Interzeption
- Evapotranspiration
- Oberflächenabfluss
- Grundwasserneubildungsrate
- Wasserqualität

Die genannten Parameter können sich durch die Anpflanzung von Kurzumtriebsplantagen auf zuvor landwirtschaftlich genutzten Flächen verändern. Typische Werte für die einzelnen Elemente der Evapotranspiration, die auf KUP-Versuchsflächen gemessen wurden, sind neben dem jeweiligen Niederschlag in Tabelle 10-1 zusammengefasst.

**Tabelle 10-1 Zusammenstellung von Wasserhaushaltsdaten verschiedener KUP-Versuchsflächen (P = Niederschlag; T = Transpiration; E = Evaporation; I = Interzeption; ET = Evapotranspiration)**

Quelle	Ort	Wasserhaushaltgröße [mm/Jahr]										Alter Plantage
		P	T	T/P	E	E/P	I	I/P	ET	ET/P	Zeitraum	
Petzold et al. (2009b)	Methau	760	370	0,49	110	0,14	190	0,25	670	0,88	1997-2007	8; 9
(Petzold et al. 2009a)	Simulation	752	388	0,52	111	0,15	187	0,25	686	0,91	1996-2007	8; 9
(Lamersdorf et al. 2010)	Methau	768	400	0,52	125	0,16	181	0,24	706	0,92	1996-2008	8; 9
	Köllitzsch	526	244	0,46	108	0,21	146	0,28	498	0,95	1996-2008	1 bzw. 4
	Tharandt	957	453	0,47	118	0,12	205	0,21	776	0,81	1996-2008	k.A.
	Pommritz	685	351	0,51	111	0,16	172	0,25	634	0,93	1996-2008	k.A.
(Bungart & Hüttl 2004)	Welzow Süd	749	266	0,36	138	0,18	138	0,18	542	0,72	1996-2002	8
	Welzow	749	241	0,32	147	0,20	132	0,18	520	0,69	1996-2002	8
(Lamersdorf & Schulte-Bisping 2010)	Georgenhof	717	359	0,50	100	0,14	172	0,24	631	0,88	2006-2008	13
(Knur et al. 2007)	Neuruppin	583	252	0,43	98	0,17	172	0,30	522	0,90	1996-2004	9
	Lindenberg	634	281	0,44	106	0,17	171	0,27	558	0,88	1996-2004	9
	Neuruppin	585	223	0,38	122	0,21	118	0,20	463	0,79	1996-2004	3
<i>arith. Mittel</i>		705	319	0,45	116	0,17	165	0,24	600	0,86		
<i>Standardabweichung</i>		114	76	0,07	15	0,03	26	0,04	97	0,08		

---

### 10.3 Anforderungen an die Ökobilanzierung bei der Bewertung der Wasserverwendung durch KUP

Der Anbau von Kurzumtriebsplantagen auf landwirtschaftlichen Flächen stellt einen biologischen Produktionsprozess dar. Dieser wird durch den natürlichen Ablauf des Pflanzenwachstums geprägt. Eine ausreichende Wasserversorgung ist essentiell für die Produktion. Der Zuwachs steigt mit zunehmender Wasserverfügbarkeit (Röhle et al. 2008). Mehr Niederschlag bedeutet gleichzeitig mehr Transpiration, welche mit dem Zuwachs bis zu einem Optimum, je nach ökologischer Toleranz der Pflanze, korreliert. Die Bilanzierung des Wasserverbrauchs bei der biologischen Produktion, also im land- bzw. forstwirtschaftlichen Bereich ist deshalb durch einige Besonderheiten gekennzeichnet. Nur mit der ausreichenden Menge an Wasser kann tatsächlich das gewünschte Produkt erzeugt werden. Bäume nutzen, im Gegensatz zu landwirtschaftlichen Kulturen, nicht nur im Boden gebundenes Niederschlagswasser, sondern meist auch das kapillar aufsteigende Grundwasser (Petzold et al. 2010). Des Weiteren spielt die Transpiration der Pflanzen auf überregionaler Ebene eine wichtige Rolle für den Antrieb des Wasserkreislaufs. Eine Bewertungsmethode, die den Wasserverbrauch biologischer Produktionsprozesse im Allgemeinen und den des KUP-Anbaus im Speziellen untersucht, sollte diese Aspekte entsprechend berücksichtigen. Deshalb wird ein besonderes Augenmerk auf die Kenngrößen der Grünwasserbewertung und die klimatische Wasserverfügbarkeit im Gebiet gelegt. Diese Aspekte haben Auswirkungen auf die Wasserverfügbarkeit für Menschen und angrenzende Ökosysteme, sowie auf Erosion und Sedimentbildung. Als wichtige Angaben auf Ebene des Wassereinzugsgebiets sollten in der Sachbilanz Wasserhaushaltsgrößen wie jährlicher Niederschlag und nutzbare Feldkapazität, Evapotranspirationsraten und ggf. der Grundwasserspiegel erfasst werden. Des Weiteren sollten auf der Verbrauchsseite Angaben zum im Produkt gespeicherten Wasser ermittelt werden.

Der anthropogen gesteuerte Produktionsbereich und die Umwelt sind bei einem land- oder forstwirtschaftlichen Produktionsprozess schwieriger gegeneinander abzugrenzen, als bei einem industriellen Produktionsprozess. Die Produktionssphäre ist in diesem Fall ein Teil eines, wenn auch anthropogen überprägten, Ökosystems. Für eine ökobilanzielle Bewertung, die die Auswirkungen von anthropogen bestimmten Produktionsprozessen untersucht, muss die Produktionsfläche zeitlich und räumlich gegenüber der umgebenden Umwelt abgegrenzt werden. Heuvelmans et al. (2005) argumentieren, dass alle Veränderungen an den Standorteigenschaften während der Produktionsphase nicht von Interesse für die LCA sind, da sie laut Definition zur Technosphäre gehören. Nur langfristige Veränderungen würden dann durch die LCA erfasst und deshalb wäre auch die zeitliche Abgrenzung des Systems in diesem Fall sehr wichtig.

## 10.4 Case Study: Wasserverwendung für Holz aus Kurzumtriebsplantagen

Beschreibung der Ausgangsbedingungen:

- Kurzumtriebsplantage im Tiefland von Nordsachsen und Südbrandenburg (Ostdeutschland, Mitteleuropa) – Referenz AGROWOOD-Projekt (Bemmann & Knust 2010)
- gemäßigtes Klima am Übergang von maritimen zu kontinentalem Klima (abnehmender Meeresinfluss trockener und wärmer als weiter westlich gelegene Gebiete)
- Kurzumtriebsflächen unterschiedlicher Größe in der Nähe der folgenden Orte: Köllitzsch, Haide, Gröden, Skäßchen, Großthiemig, Schraden, Lauchhammer, Grünewald, Nochten und Schönheide (laut Bemmann & Knust 2010)

**Tabelle 10-2** Durchschnittliche Anteile von Transpiration, Interzeption, und Evaporation am Gebietsniederschlag für Kurzumtriebsplantagen (ermittelt aus Werten in Tabelle 10-1)

	arith. Mittel	Standardabweichung
Transpiration	45%	0,06
Interzeption	24%	0,04
Evaporation	17%	0,03
Evapotranspiration	86%	0,08

### 10.4.1 Systemgrenzen

- Holzerzeugung in einer Kurzumtriebsplantage aus Pappel
- Das Produktionssystem Kurzumtriebsplantage bezieht auch den Boden- und Luftraum um die Pflanzen ein
- in Ostdeutschland (Brandenburg, nördliches Sachsen – Projektgebiet AGROWOOD)
- Betrachtung der Plantage von der Pflanzung bis zur Ernte; Wasserbedarf junger Pflanzen ist geringer als der von älteren Pflanzen; vereinfachend werden hier Durchschnittswerte für Plantagen verschiedener Altersklassen angenommen
- Funktionale Einheit: 1 kWh Strom aus Pappelholz von einer Kurzumtriebsplantage

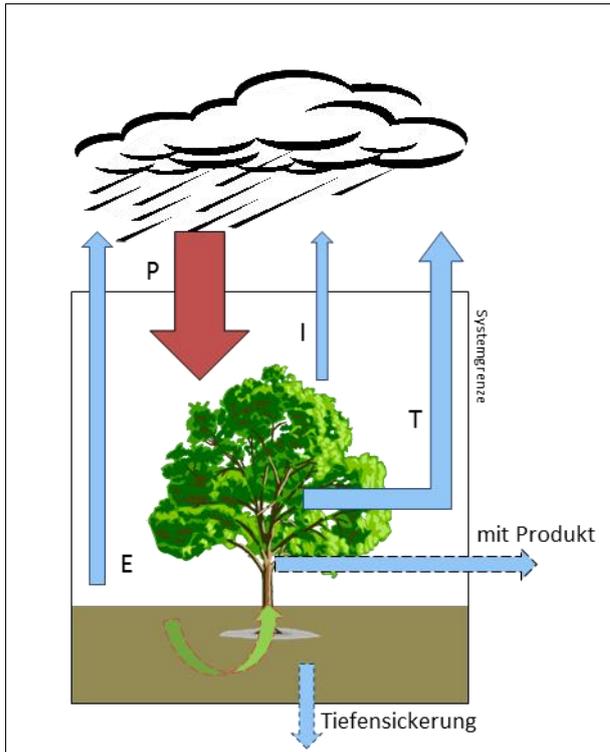


Abbildung 10-1 Systemgrenzen des Fallbeispiels (übernommen von Abbildung 8-5)

## 10.4.2 Datengrundlage

### Allgemein

Definition des betrachteten Gebiets: Nordsachsen, Südbrandenburg = Flussgebiet Elbe

Jährlicher Zuwachs der KUP:  $8 \text{ t atro} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (netto Erntemenge)

Umtriebszeit: 4 Jahre

Rotationen (Anzahl): 4

Standdauer:  $4 \text{ Jahre} \cdot 4 = 16 \text{ Jahre}$

Erntezeitpunkt: Feuchte (u) nach Ernte: Winter: 100%

Wassermenge in Holz (nach Ernte): 128.000 l/ha

Netto Erntemenge insgesamt:  $8 \cdot 4 \cdot 4 = 128 \text{ t atro ha}^{-1}$

Feuchte (u) nach Trocknung: 33%

Heizwert  $H_u(33\%) = 13.3 \text{ MJ kg}^{-1}$

Masse (feucht  $u=33\%$ ) = 170,24 t

elektrische Effizienz der Feuerungsanlage:	31%
Stromerzeugung (insgesamt):	194.972 kWh ha <sup>-1</sup> ≈ 195 MWh ha <sup>-1</sup>

#### Daten der KUP für Grünwasserindex

Transpiration (T):	247 mm a <sup>-1</sup>
Interzeptionsverdunstung (I):	130 mm a <sup>-1</sup>
Evaporation (E):	92 mm a <sup>-1</sup>
Sickerung ( <i>seepage</i> Sp):	79 mm a <sup>-1</sup>

laut Faustformel in der Biomasse gebundenes Wasser: 3,6% der transpirierten Wassermenge

#### Umrechnung der Einheiten

$$1 \text{ ha} = 10.000 \text{ m}^2$$

$$1 \text{ m}^3 = 1000 \text{ l}$$

$$1 \text{ mm/a} = 0,001 \text{ m}^3/\text{m}^2 = 1\text{l}/\text{m}^2 * 10.000 \text{ m}^2 = 10.000 \text{ l ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$$

#### Daten für Klima- und Speicherindex

Für die Berechnung von Klima- und Speicherindex werden die folgenden Informationen bzw. Daten benötigt:

- monatliche Niederschlagsmenge ( $P_m$ )
- monatliche potentielle Evapotranspiration ( $pET_m$ )
- nutzbare Feldkapazität für 1m Bodenhorizont (nFK10)

Tabelle 10-3 enthält einen Überblick über die flächengewichteten Mittelwerte für das Flussgebiet der Elbe. Da es sich hier um einen biologischen Produktionsprozess handelt, muss zur Berechnung des Klima-, bzw. des Speicherindex die nutzbare Feldkapazität verwendet werden, da diese für die Wasserversorgung der Pflanzen eine größere Rolle spielt, als die Feldkapazität.

**Tabelle 10-3 Flächengewichtetes Mittel des Niederschlags, der potentiellen Evapotranspiration und der nutzbaren Feldkapazität für das Flussgebiet der Elbe**

	p jährlich	[in mm]											
		Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
<b>p<sup>1</sup></b>	<b>548</b>	42,9	33,5	40,1	36,7	47,1	53,1	56,2	53,8	45,0	39,7	46,6	53,1
<b>pET<sup>2</sup></b>	<b>571</b>	11,4	17,1	34,2	57,1	79,9	85,6	91,3	79,9	51,4	34,2	17,1	11,4
<i>Anteil<sup>3</sup></i>		2%	3%	6%	10%	14%	15%	16%	14%	9%	6%	3%	2%
<b>nFK10<sup>4</sup></b>	<b>176</b>												

Weitere Informationen, die für die Ermittlung der Wasserverfügbarkeit benötigt werden:

Nutzergruppe:	Pflanzenproduktion (Land- bzw. Forstwirtschaft)
Bewertungsebene:	Wassereinzugsgebiet, national
Ort der Verwendung:	Off-Stream
Intensität der Verwendung:	Verbrauch
Zweck der Wasserverwendung:	Pflanzenproduktion/ <i>Energieerzeugung (Brennstoff)</i>

### 10.4.3 Sachbilanz

Für die Kurzumtriebsplantage im Projektgebiet wurden teilweise Transpirationswerte, Interzeptions- und Evaporationswerte ermittelt (siehe Tabelle 6-1). Aus diesen wurde ein durchschnittlicher Anteil der Transpiration am Freilandniederschlag abgeleitet (siehe Tabelle 10-2), der hier mit den jeweils typischen (langjährigen, durchschnittlichen) Niederschlagsmengen berechnet wurde. Danach ergibt sich für das Einzugsgebiet der Elbe mit einer mittleren Niederschlagsmenge von knapp 550 mm/a ein Anteil von T und I von zusammen ca. 380 mm/a oder 69%. Die gesamte Evapotranspiration ( $ET_L$ ) von Flächen mit Kurzumtriebsplantagen beträgt durchschnittlich 86% des Freilandniederschlags (siehe Tabelle 10-1). 3,6% des transpirierten Wassers werden im Produkt gespeichert. Für die weitere Berechnung des Grünwasserindex werden die Angaben zum Niederschlagsrecycling ( $\epsilon_c$ ) von Van der End (2010) in der Tabelle 8-17 verwendet. Das Projektgebiet befindet sich in Mitteleuropa, d.h.  $\epsilon_c$  beträgt 66%.

<sup>1</sup> flächengewichtetes Mittel des langjährigen mittleren Niederschlags im Flussgebiet der Elbe

<sup>2</sup> Mittelwert der mittlere jährliche potentielle Verdunstungshöhe für das Flussgebiet der Elbe, berechnet aus den Rasterdaten je 1km<sup>2</sup> des HAD BMU (2003): Hydrologischer Atlas von Deutschland. Naturschutz und Reaktorsicherheit Bundesministerium für Umwelt 239. Bonn, Berlin. (entspricht der Gras-Referenzverdunstung nach ALLEN et al. 1994)

<sup>3</sup> durchschnittliche Anteile der monatlichen potentiellen Verdunstungshöhen am Jahreswert aus HAD Karte 2.12 ibid.

<sup>4</sup> flächengewichtetes Mittel aus den nutzbaren Feldkapazitäten der Leitbodenarten im Flussgebiet Elbe aus der BÜK1000 Richter, A. (2013): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000. Berlin, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR).  
[http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Projekte/Informationsgrundlagen-abgeschlossen/BUEK1000\\_und\\_Ableitungen/BUEK1000\\_und\\_Ableitungen.html](http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Projekte/Informationsgrundlagen-abgeschlossen/BUEK1000_und_Ableitungen/BUEK1000_und_Ableitungen.html)

Verbrauch grünes Wasser ( $C_{gn}$ )

Der Grünwasserverbrauch entspricht der Menge an Wasser, die insgesamt als Input in die Pflanzenproduktion eingeht. Für die Sachbilanz werden die In- und Outputs auf die funktionale Einheit bezogen. Aus der Biomasse, die über die gesamte Standdauer auf einem Hektar produziert wurde ( $128 \text{ t ha}^{-1}$ ), lassen sich mit der zuvor skizzierten Anlage 195 MWh Strom erzeugen. Die Sachbilanzergebnisse werden auf eine Einheit (kWh) dieses Stroms bezogen, die somit die funktionale Einheit der Fallstudie darstellt.

gegeben:

$$T = 247 \text{ mm a}^{-1} \cong 203 \text{ l kWh}^{-1}$$

$$I = 130 \text{ mm a}^{-1} \cong 107 \text{ l kWh}^{-1}$$

$\sigma = 0,036$  (Prozentsatz des in der Biomasse gespeicherten Wassers)

$Q_{StB}$  in der Biomasse zwischengespeichertes Wasser

$$C_{gn} = T + I + Q_{StB}$$

$$\begin{aligned} Q_{StB} &= T \cdot \sigma \\ &= 247 \text{ mm a}^{-1} \cdot 0,036 \\ &= 8,9 \text{ mm a}^{-1} \cong 7,3 \text{ l kWh}^{-1} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} C_{gn} &= 247 \text{ mm a}^{-1} + 130 \text{ mm a}^{-1} + 8,9 \text{ mm a}^{-1} \\ &= 385,9 \text{ mm a}^{-1} \cong 316,7 \text{ l kWh}^{-1} \end{aligned}$$

Sachbilanztabellen

Um die Tabelle 10-5 verständlicher zu gestalten, wird nicht nur der für die funktionale Einheit (1 kWh) berechnete Wert aufgeführt, sondern auch der Wert, der als Grundlage für die Berechnungen dient (kursiv in  $\text{mm a}^{-1}$ ). Die Qualitätsparameter für den In- und Output sind in Tabelle 10-6 zusammengestellt

**Tabelle 10-4 Erfassung der relevanten In- und Outputs in einer Sachbilanztafel**

Input		$mm a^{-1}$	$l kWh^{-1}$	Anmerkung
Entnahme aus der Umwelt				
a	Oberflächenwasser (blau)	0	0	
b	Grundwasser (blau)	0	0	
c	Regenwasser (blau)	548	450	
d	Meerwasser (blau)	0	0	
e	Bodenwasser (grün)	386	316	$\subseteq c$
Übernahme von anderen Wirtschaftseinheiten				
f	öffentliche Versorgung (blau)	0	0	
g	Aufbereitetes Abwasser (blau)	0	0	
h	Abwasser (grau)	0	0	
<b>Summe Input</b>				
In den Produktionsprozess				
i	a+b+c+d+f+g blau ( $idQ_{bl}$ )	0	0	
j	e grün ( $idQ_{gn}$ )	386	316	
k	h grau ( $idQ_{gy}$ )	0	0	
l	davon in der Biomasse zwischengespeichert (nachrichtlich) ( $Q_{StB}$ )	9	7	wird später transpiriert
davon in technischen Verdampfungsprozess				
m	$m \subseteq i$ blau ( $eQ_{bl}$ )	0	0	
n	$n \subseteq k$ grau ( $eQ_{gy}$ )	0	0	
in nicht direkt mit Produktion verknüpfte Prozesse				
	blau ( $iiQ_{bl}$ )	162	134	
	grün ( $iiQ_{gn}$ )	0	0	
	grau ( $iiQ_{gy}$ )	0	0	
<b>Input-Qualität</b>		siehe Tabelle 10-6		

OUTPUT		$mm a^{-1}$	$l kWh^{-1}$	Anmerkung
Herkunft Output				
	direkt aus Produktsystem	386	316	Transpiration, Interzeption,
	indirekt aus Produktionsumfeld bzw. aus interner Vorbehandlung	162	133	Evaporation, Sickerwasser
davon Abgabe in öffentliche Abwasserentsorgung		0	0	
davon Abgabe in die Umwelt <b>unverändert</b> ( $reQ_u$ )				
	davon blau ( $reQ_{bl}$ )	0	0	
	grün ( $reQ_{gn}$ )	0	0	
davon Abgabe in die Umwelt <b>verändert</b> ( $reQ_c$ )				
	grau (verändert in Grundwasser) ( $reQ_{gy}$ )	79	58	Sickerwasser
	weiß (verdampft in Atmosphäre) ( $reQ_{wh}$ )	468	384	T+I+E-pnbQ <sub>gn</sub>

Fortsetzung Tabelle 10-4 Erfassung der relevanten In- und Outputs in einer Sachbilanztafel

OUTPUT		$mm a^{-1}$	$l kWh^{-1}$	Anmerkung
Summe Verbleib <b>im Produkt</b> oder System ( $pQ$ )				
davon <b>mit</b> Nutzen				
	blau ( $pbQ_{bl}$ )	0	0	
	grün ( $pbQ_{gn}$ )	0	0	
	grau ( $pbQ_{gy}$ )	0	0	
davon <b>ohne</b> Nutzen				
	blau ( $pnbQ_{bl}$ )	0	0	
	grün ( $pnbQ_{gn}$ )	0,8	0,7	
	grau ( $pnbQ_{gy}$ )	0	0	
<b>Output-Qualität</b>	siehe Tabelle 10-6			

#### 10.4.4 Wirkungsbilanz

##### **Gewichteter Grünwasserverbrauch:**

Zunächst wird anhand der gebietsspezifischen Parameter der Grünwasser Recycling-Faktor  $f_{GWR}$  berechnet. Wie zuvor bereits erwähnt, beträgt die Evapotranspiration ( $ET_L$ ) von Kurzumtriebsflächen ca. 86% des Freilandniederschlags.

$$P = 548 \text{ mm a}^{-1}$$

$$T = 247 \text{ mm a}^{-1}$$

$$I = 130 \text{ mm a}^{-1}$$

$$f_{GWR} = 66\% \text{ für Europa aus Tabelle 8-17}$$

$$Q_{StB} = 8,9 \text{ mm a}^{-1}$$

$$pQ = 0,8 \text{ mm a}^{-1}$$

Die verdunstete Wassermenge wird mit  $1-f_{GWR}$  gewichtet, denn nur die verdunstete Menge kann "recycelt werden", nicht die im Holz gespeicherte. Die Gewichtung wird für die Menge je funktionale Einheit vorgenommen.

$$wC_{gn} = (T + I + Q_{StB} - pQ) \cdot (1 - f_{GWR})$$

Der gewichtete Grünwasserverbrauch beträgt rund **108 l je kWh**. Diese Größe entspricht der äquivalenten Blauwassermenge ( $C_{ble}$ ) und kann nun mit der entsprechenden Formel mit den Indices bewertet werden.

---

### Klimaindex und Speicherindex:

Für die Bewertung des Wasserverbrauchs wird eine Einschätzung der klimatisch bedingten Wasserverfügbarkeit im Anbauggebiet benötigt (Klimaindex und ggf. Speicherindex).

#### Klimaindex:

$$St_m := \begin{cases} S_{max} & , \text{für } m = 0 \\ \max(0, \min(St_{m-1} + (P_m - pET_m), S_{max})) & , \text{für } 1 \leq m \leq 12 \end{cases}$$

$$O_m := \begin{cases} St_{m-1} + (P_m - pET_m) - S_{max} & , \text{für } St_m + (P_m - pET_m) > S_{max} \\ 0 & , \text{für } St_m + (P_m - pET_m) \leq S_{max} \end{cases}$$

$$D_m := \begin{cases} |St_{m-1} + (P_m - pET_m)| & , \text{für } St_m + (P_m - pET_m) < 0 \\ 0 & , \text{für } St_m + (P_m - pET_m) \geq 0 \end{cases}$$

$m$	Indexnummer des Monats $0 \leq m \leq 12$
$S_{max}$	maximale Wasserhaltefähigkeit des Bodens, entspricht der Feldkapazität in mm
$St$	berechneter theoretischer Bodenwasserbestand
$P$	Niederschlag (precipitation)
$pET$	potentielle Evapotranspiration
$D$	Wasserdefizit (deficit)
$O$	Wasserüberschuss (overflow)
$y$	Bezeichnung für den Jahreswert

$$D_y = \sum_{m=1}^{12} D_m \quad \text{jährliches Wasserdefizit}$$

$$O_y = \sum_{m=1}^{12} O_m \quad \text{jährlicher Wasserüberschuss}$$

In der Tabelle 10-5 ist die Berechnung des jährlichen Überschusses ( $O_y$ ) für das Flussgebiet Elbe dargestellt. Der Wert wird durch Addition der monatlichen Überschüsse ( $O$ ) bzw. Defizite ( $D$ ) in der letzten Spalte berechnet. In die Berechnung fließen die monatlichen Niederschläge ( $P_m$ ), die potentielle Evapotranspiration ( $pET$ ), die nutzbare Feldkapazität ( $nFK$ ) als Startwert des Bodenwasserbestandes  $S_{max}$  ein. Hier wird für  $S_{max}$  im ersten Monat der Betrachtungsperiode (entspricht Januar) die  $nFK10$ , bezogen auf einen Meter Bodentiefe, eingesetzt.

Tabelle 10-5 Berechnung des jährlichen Überschusses bzw. Defizits in mm

	m												Y
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	$\Sigma$
<b>P</b>	42,9	33,5	40,1	36,7	47,1	53,1	56,2	53,8	45,0	39,7	46,6	53,1	547,8
<b>pET</b>	11,4	17,1	34,2	57,1	79,9	85,6	91,3	79,9	51,4	34,2	17,1	11,4	570,7
<b>St</b>	175,6	175,6	175,6	155,2	122,3	89,9	54,7	28,5	22,2	27,7	57,2	98,9	-
<b><math>\Delta St</math></b>	0	0	0	-20,4	-32,8	-32,5	-35,2	-26,2	-6,4	5,5	29,5	41,7	-
<b>D</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
<b>O</b>	31,5	16,4	5,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>53,7</b>

Die Speicheränderung nimmt in einem Monat einen negativen Wert an, wenn die pot. Evapotranspiration größer als der Niederschlag ist. Ist genügend Wasser im Bodenspeicher, wird zunächst von diesem gezehrt. Es entsteht noch kein Defizit, das in Zeile D verbucht werden müsste. Die Speicheränderung ist Null, wenn der Speicher maximal gefüllt ist und im betrachteten Monat mehr Niederschlag fällt als verdunstet. In diesem Fall entsteht ein Überschuss, der in Zeile O eingetragen wird. Nach den Monaten mit Zehrung vom Speicher wird durch Überschüsse zunächst der Speicher aufgefüllt. Es entstehen keine Überschüsse.

Im betrachteten Beispiel gibt es keine Defizite, weil der Bodenspeicher den klimatischen Wassermangel ausgleicht. Am Anfang des Jahres entsteht bei gut gefülltem Speicher ein Überschuss, der sich für das Jahr auf 53,7 mm addiert.

$$O_y = 53,7 \text{ mm a}^{-1}$$

$$D_y = 0$$

Im nächsten Schritt wird demzufolge der Feuchteindex ( $I_h$ ) berechnet. Der Trockenheitsindex  $I_a$  ist 0, da  $D_y$  null ist.

$$Idx_h = \frac{O_y}{pET_y} \quad \text{Feuchteindex}$$

$$Idx_h = \frac{53,7}{570,7} * 100 = 9,4 \%$$

Da  $I_a$  gleich 0 ist, fällt der Subtrahend weg und der Klimaindex  $I_{Cl}$  ist gleich  $I_h$ .

$$Idx_{cl} = Idx_h - 0,6 Idx_a$$

$$Idx_{cl} = 9,4 \%$$

Der Wert des Klimaindex ( $Idx_{Cl}$ ) drückt aus, dass sich die „Produktionsstätte“ in einem Gebiet mit feucht- bis subhumiden Klima befindet.

---

### Speicherindex:

Der Speicherindex lässt sich ebenfalls aus den Daten der Tabelle 10-5 berechnen:

$$\Delta St_m = St_m - St_{m-1} \quad \text{in mm} \quad \{1 \geq m \leq 12 ; St_m \leq S_{\max}\}$$

$$Idx_{st} = \frac{\sum_{m=1}^{12} \Delta St_m}{S_{\max}}$$

$$Idx_{st} = \frac{-76,7 \text{ mm}}{175,6 \text{ mm}}$$

$$Idx_{st} = -0,44$$

Der für das Beispiel berechnete Speicherindex weist auf eine höhere unterjährige Zehrung als Wiederauffüllung hin und damit auf eine mögliche Wasserknappheit im Gebiet hin. Da Informationen über den konkreten Betrachtungszeitraum fehlen, wurde hier von langjährigen Mittelwerten ausgegangen und dass diese für alle Jahre der Standdauer gleich sind.

### Anthropogener Index:

Der Wert für den anthropogenen Index ( $Idx_{an}$ ) im Flussgebiet der Elbe, in dem sich das Projektgebiet befindet, kann aus Tabelle 8-12 abgelesen werden und beträgt 0,96.

### Gesamtbewertung grünes Wasser:

Im vorliegenden Fall der biologischen Produktion wird die Menge an grünem Wasser, die nicht ins Grundwasser perkoliert und nicht als Niederschlag recycelt wird, als Blauwasserverbrauch angesehen. Das Wasser wird davon abgehalten zu blauem Grundwasser zu werden und damit, dass es als blaues Wasser für den Menschen zur Verfügung steht. Die entsprechende Menge wird in Blauwasseräquivalente umgerechnet und dementsprechend in der Wirkungsbilanz bewertet.

Für die Gesamtbewertung der Wasserverwendung für die Produktion von Kurzumtriebsholz wird der gewichtete Verbrauch mit den zuvor berechneten Indizes nach der Vorschrift in Formel (8-29) in Abschnitt 8.4.2.3 multipliziert und danach addiert bzw. subtrahiert.

$$\begin{aligned} srC_{ble} &= C_{bl} \cdot (Idx_{an} - Idx_{cl} - Idx_{st}) \\ &= wC_{gn} \cdot (Idx_{an} - Idx_{cl} - Idx_{st}) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 srC_{ble} &= 108 \text{ l kWh}^{-1} \cdot (0,96 - 0,094 + 0,44) \\
 &= 141 \text{ ble kWh}^{-1}
 \end{aligned}$$

Die bewertete Wassermenge, die den Einfluss der Produktion auf den Wasserhaushalt repräsentiert, ist etwas höher als die in der Sachbilanz ermittelte Wassermenge. Das weist auf ein leichtes Wasserdefizit im Gebiet hin.

Der größte Teil des transpirierten und durch Interzeption verdunsteten Wassers wird aus dem Bodenspeicher gedeckt. Wenn die Wurzeln Grundwasseranschluss haben, kann es sein, dass ein wesentlicher Teil des aufgenommenen Wassers aus dieser Quelle stammt. Wie zuvor bereits erläutert, erreichen die Pflanzenwurzeln nur bei Abständen von 0,6 -1,5 m das Grundwasser. Im sächsischen Teil des Projektgebietes gibt es allerdings Grundwasserflurabstände von 2-4 m (LfULG 2012). In Brandenburg sind aufgrund der räumlichen Nähe ähnliche Abstände zu erwarten. Deshalb wird im hier betrachteten Beispiel davon ausgegangen, dass kein blaues Wasser von den Pflanzen entnommen wird.

### **Qualitätsindikator:**

Die Menge Wasser, die durch das Produktionssystem KUP in seiner Qualität beeinflusst wird, ist der Anteil des Niederschlags, der tatsächlich ins Grundwasser sickert. Die Sickerwassermenge ergibt sich aus der Niederschlagsmenge abzüglich der insgesamt verdunsteten Menge ( $ET_L$ ). Die Ausgangsqualität des Wassers verändert sich durch die Perkolation durch das Produktsystem und das Wasser wird daher als „verbraucht“ angesehen.

Die Qualitätsbeurteilung wird mit Durchschnittswerten zur Beschaffenheit von Regenwasser und Grundwasser durchgeführt. Es sind nur wenige Informationen über die Zusammensetzung von Regenwasser und Grundwasser unter den konkreten Kulturen verfügbar, deshalb kann in diesem Fall nur mit Durchschnittswerten gearbeitet werden. Informationen über den allgemeinen Zustand der Grundwasserkörper in Deutschland können dem Bericht „Grundwasser in Deutschland“ des Umweltbundesamtes (Bannick et al. 2008) entnommen werden. Auch im Rahmen der Maßnahmen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie werden die Grundwasserkörper mit Hilfe eines Messnetzes regelmäßig überwacht.

### **Bewertung**

Input:	Regenwasser
Output:	Wasserdampf und Sickerwasser
Gesamtniederschlag im Gebiet:	$548 \text{ mm a}^{-1} \cong 450 \text{ l kWh}^{-1}$
Sickerung ( $reQ_c$ ):	$79 \text{ mm a}^{-1} \cong 65 \text{ l kWh}^{-1}$

**Tabelle 10-6 Natürliche Zusammensetzung von Wasserressourcen aus verschiedenen Literaturquellen [in mg l<sup>-1</sup>]**

	Regenwasser <sup>1</sup>	Grundwasser <sup>2</sup>
Wassertemperaturänderung	-	-
(Sauerstoffgehalt)	-	1-9,2 <sup>§</sup>
Gesamt N	1,9 <sup>#</sup>	-
Nitrat	0,4-1,3 <sup>&amp;</sup>	1-25 <sup>3</sup>
Nitrit	-	-
Ammonium (GrwV)	0,2-0,3 <sup>*+</sup>	<0,001 -0,05 <sup>§</sup>
Gesamt P	0,06 <sup>#</sup>	-
Chlorid (GrwV)	0,2-2 <sup>&amp;</sup>	8 -21 <sup>§</sup>
Sulfat (GrwV)	1-3 <sup>&amp;</sup>	16 -66 <sup>§</sup>
Natrium	0,2-1 <sup>&amp;</sup>	2,9 -11,5 <sup>§</sup>
DOC/TOC	4,3 <sup>#</sup>	0,6 -2,1 <sup>§</sup>
BSB	-	-
Cyanid	-	-
Eisen	-	-
Arsen (GrwV)	-	0,0026 <sup>§</sup>
Cadmium (GrwV)	-	0,0003 <sup>§</sup>
Chrom	-	0,0024 <sup>§</sup>
Kupfer	-	0,101 <sup>§</sup>
Nickel	-	0,0126 <sup>§</sup>
Quecksilber (GrwV)	-	0,00015 <sup>§</sup>
Zink	-	0,0498 <sup>§</sup>
Blei (GrwV)	-	0,0039 <sup>§</sup>
Anthracen	-	-
Trichlorethylen/Tetrachlorethylen (GrwV)	-	-
PSM (Summe Pflanzenschm; Biozide)	-	-
E.coli	-	-

Bei der Versickerung in den Boden und auf seinem Weg ins Grundwasser löst das Regenwasser Nährstoffe, Huminstoffe und ähnliches und wird damit angereichert. Deshalb erhöht sich die Nährstoff bzw. Schadstoffkonzentration im Wasser. Das passiert aber sowohl in natürlichen als auch in anthropogen beeinflussten Produktionssystemen. Besonders interessant sind in diesem Zusammenhang stickstoffhaltigen Verbindungen, Schwermetalle und Salze. Verschiedene Landnutzungssysteme unterscheiden sich im Grad der „Verunreinigung“ des perkolierenden Wassers.

Die Werte in Tabelle 10-6 werden im Folgenden (Tabelle 10-7) für die Case Study verwendet, um beispielhaft den Qualitätsindex zu berechnen.

<sup>1</sup> \* = Stich et al. (2002); + = Kölle (2010); # = Llopert-Mascaró (2010); & = Wisotzky (2011)

<sup>2</sup> § = Kunkel et al. 2002; § = LAWA 2004

<sup>3</sup> UBA (2013) Nähr- und Schadstoffe, Belastung des Grundwassers

<https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/grundwasser/nutzung-belastungen/naehr-schadstoffe>

**Tabelle 10-7 Berechnung des Qualitätsindex  $Idx_{\text{qual}}$  für die KUP**

Stoff k	Input (iV) <sup>1</sup>	Output (tV) <sup>2</sup> [mg l <sup>-1</sup> ]	Grenzwert (cV) <sup>3</sup>	qSc <sub>k</sub>
Temperaturänderung	-	-	-	
Sauerstoffgehalt	-	5,10	-	
Gesamt N	1,90	-	-	
Nitrat	0,85	13,00	50	0,2
Nitrit	-	-	-	
Ammonium (GrwV)	0,25	0,03	0,5	-0,4
Gesamt P	0,06	-	-	
Chlorid (GrwV)	1,10	14,50	-	
Sulfat (GrwV)	3,00	41,00	-	
Natrium	1,00	20,25	-	
DOC/TOC	-	2,25	-	
BSB	-	-	-	
Cyanid	-	-	-	
Eisen	-	-	-	
Arsen (GrwV)	0,00	0,0026	0,01	0,3
Cadmium (GrwV)	0,00	0,0003	0,0005	0,6
Chrom	0,00	0,0024	-	
Kupfer	0,00	0,1010	-	
Nickel	0,00	0,0126	-	
Quecksilber (GrwV)	0,00	0,0002	0,0002	0,8
Zink	0,00	0,0498	3	0,02
Blei (GrwV)	0,00	0,0039	0,01	0,4
Anthracen	-	-	-	
Trichlorethylen/ Tetrachlorethylen (GrwV)	-	-	0,01	
PSM (Summe Biozide)	-	-	0,0005	
E.coli	-	-	0	
<b>Idx<sub>qual</sub></b>	-	-	-	<b>0,26</b>

In die Summen wurden nur die Stoffe einbezogen, für die ein Anfangs- (iV), End- (tV) und Grenzwert (cV) vorhanden ist (Zeilen farbig markiert).

Für die Berechnung Qualitätsindex wird zunächst für jeden Einzelstoff k jeweils die Differenz zwischen End- und Anfangswert auf den Grenzwert bezogen. Die so gewonnenen Einzelindikatoren werden gewichtet und so ein mittlerer Gesamtindex gebildet.

<sup>1</sup> Mittel aus Tabelle 10-6: Regenwasser

<sup>2</sup> Mittel aus Tabelle 10-6: Grundwasser

<sup>3</sup> Grundwasserverordnung; Umsetzung EU-Richtlinie

---

Einzelindikatoren ( $qSc_k$ ) (indicator of substance concentration change):

$$Idx_{qual} = \frac{\sum_k (g_k \cdot qSc_k)}{\sum_k g_k}$$

$$Idx_{qual} = \frac{(0,2 - 0,4 + 0,3 + 0,6 + 0,8 + 0,02 + 0,4)}{7}$$
$$= 0,26$$

- $n$  Anzahl der berücksichtigten Stoffe  $k$  (hier 7)
- $k$  Laufvariable für die verschiedenen verunreinigenden Substanzen (festgelegt in Tabelle 8-18)
- $tV_k$  Konzentration des Stoffes  $k$  im abgegebenen Wasser (*terminal value*) in [Masse/Volumen]
- $iV_k$  Konzentration des Stoffes  $k$  im aufgenommenen Wasser (*initial value*) in [Masse/Volumen]
- $cV_k$  Grenzwert des Stoffes  $k$  (*critical value*) in [Masse/Volumen]

$$qrC_{ble} = reQ_c \cdot Idx_{qual}$$

$$qrC_{ble} = 65 \text{ l (ble) kWh}^{-1} \cdot 0,26 = 16,9 \text{ l (ble) kWh}^{-1}$$

$reQ_c$  im selben Gebiet verändert abgegebene Wassermenge; Verbrauch blaues Wasser je funktionale Einheit (aus Sachbilanz - Sickerwasser)

$Idx_{qual}$  Qualitätsindex

Als Fazit des Fallbeispiels lassen sich für die Qualitätsbewertung folgende Erkenntnisse zusammenfassen.

Bei ökobilanziellen Vergleichen sollte bei der Qualitätsbewertung darauf geachtet werden, dass annähernd gleich viele, möglichst dieselben Parameter einbezogen werden. Nicht für alle Werte gab es einen Grenzwert in den verfügbaren Daten, deshalb ist die Bewertung unvollständig und würde anders ausfallen, wenn alle Werte einbezogen würden. Die zugrunde gelegten Werte der einzelnen Wasserinhaltsstoffe sind Durchschnittsangaben aus der Literatur; sie sagen wenig über die konkreten Zustände im Gebiet aus. Bei biologischen Produktionsprozessen ist es aber schwierig, eigene Messungen zum Zustand des Grundwassers oder des Niederschlagswassers durchzuführen.

Der hier berechnete Wert kann deshalb nur eine Annäherung darstellen. Es ist zu vermuten, dass ein Qualitätsindikator für eine landwirtschaftliche Nutzung erheblich höher ausfallen würde, da

allein die Nitratgehalte im Grundwasser deutlich höher sind. Unter Ackerland erreichen fast die Hälfte aller Messpunkte Nitratwerte über 25 bis 90 mg/l, während 80% aller Waldmesspunkten Nitratgehalte unter 25 mg/l aufweisen. Der Nitratwert beeinflusst das Ergebnis des Qualitätsindikators erheblich und am stärksten ist der Einfluss von Quecksilber.

### **Ergebnisse**

quantitativ bewertete Verbrauchsmenge:

$$srC_{ble} = 141 \text{ l (ble) kWh}^{-1}$$

qualitativ bewertete Verbrauchsmenge:

$$qrC_{ble} = 16,9 \text{ l (ble) kWh}^{-1}$$

### **Gesamtindikator:**

$$Ind_{WU} = srC_{ble} + qrC_{ble}$$

$srC_{ble}$  mit den Knappheitsindizes bewertete Blauwasseräquivalente

$qrC_{ble}$  mit dem Qualitätsindex bewertete Blauwasseräquivalente

$$\begin{aligned} Ind_{WU} &= 49,7 \text{ l (ble) kWh}^{-1} + 16,9 \text{ l (ble) kWh}^{-1} \\ &= 158 \text{ l (ble) kWh}^{-1} \end{aligned}$$

$Ind_{WU}$  ist der Wirkungsindikatorwert der Wirkungskategorie „Wasserverwendung“. Er bezeichnet die bewertete Wassermenge in Blauwasseräquivalenten (ble) und drückt die Bedeutung der Wasserentnahme im regionalen Kontext aus. Sie bezieht sich auf die Stromproduktion aus Kurzumtriebsholz über die gesamte Standdauer der Plantage.

Der bewertete Verbrauch liegt deutlich unter der tatsächlich verbrauchten Menge. Damit wird ausgesagt, dass der Wasserverbrauch als unbedenklich eingeordnet werden kann.

---

## 10.5 Sensitivitätsanalyse

In der hier vorgestellten Methode sind viele der benötigten Parameter voneinander abhängig. Eine Variation einzelner Inputparameter erscheint daher nicht sinnvoll. Stattdessen wird der Indikatorwert in seine einzelnen Komponenten zerlegt und der Einfluss dieser einzelnen Komponenten auf das Endergebnis überprüft. Zusätzlich werden die stärksten Einflussfaktoren auf die einzelnen Komponenten untersucht, beschrieben und deren Unsicherheiten diskutiert.

Aus Gründen der Übersichtlichkeit werden im Folgenden zunächst die in den vorhergehenden Kapiteln bereits beschriebenen funktionalen Zusammenhänge in ihrer verbalisierten Form dargestellt. Dabei werden der Indikator bzw. die Teilindizes jeweils als Funktion ( $f$ ) bzw. Unterfunktion ( $f_i$ ) der einzelnen Komponenten bzw. unabhängigen Variablen dargestellt.

Wirkungsindikator  $Ind_{wv} = f(\text{Wasserverbrauch, Klimaindex, Speicherindex, anthropogener Index, Qualitätsindex})$

Wasserverbrauch  $C_{bve} = f_1(\text{Transpiration, Interzeption, Wasser im Produkt, Recyclingfaktor})$

Klimaindex  $Idx_{cl}$  & Speicherindex  $Idx_{st} = f_2(\text{Niederschlag, nutzbare Feldkapazität, potentielle Evapotranspiration})$

Anthropogener Index  $Idx_{an} = f_3(\text{mittlerer jährlicher Abfluss, Wassergewinnung})$

Qualitätsindex  $Idx_{qual} = f_4(\text{Ausgangsqualität, Endqualität, Grenzwerte})$

### Einflussgröße Niederschlag

Der Niederschlag geht in die Berechnung vieler Komponenten ein und hat daher auch einen erheblichen Einfluss auf das Ergebnis, also den berechneten Indikatorwert.

Der Niederschlag wirkt bei der Betrachtung natürlicher, biologischer Produktionssysteme sowohl auf den Verbrauch als auch auf die Verfügbarkeit von Wasser ein. Der Verbrauch setzt sich aus dem transpirierten Wasser und dem durch Interzeption verdunstetem Wasser zusammen. Aber auch Klimaindex und Speicherindex, die ein Maß für die Wasserverfügbarkeit sind, werden maßgeblich vom Niederschlag beeinflusst.

Transpiration und Interzeption sind aber wiederum abhängig von der Niederschlagsmenge. Hier wurden aus empirischen Daten ein Transpirationsanteil von 45% und ein Interzeptionsanteil von 17% abgeleitet. Dieses Verhältnis wird zunächst beibehalten, auch wenn sich die gesamte Niederschlagsmenge verändert. In der Realität verändern sich die Anteile und das Verhältnis der Verdunstungskomponenten untereinander bei Änderungen der Niederschlagsmenge. Die genauen Veränderungen der Verhältnisse der Komponenten untereinander sowie ihrer jeweiligen Anteile an der Niederschlagsmenge ist jedoch unbekannt. Aus den wenigen verfügbaren empirischen Daten konnten solche Zusammenhänge nicht abgeschätzt werden. Es ist jedoch anzunehmen, dass sich aus pflanzenphysiologischen Gründen,

- bei höheren Niederschlagsmengen auch der Anteil der Transpiration erhöht und sich die Interzeption relativ dazu verringert.
- bei geringeren Niederschlagsmengen auch der Anteil der Transpiration verringert und die Interzeption relativ dazu steigt.

Die Standardabweichung der vorliegenden Werte ist allerdings relativ gering.

Die Niederschlagsmengen bewegen sich im Untersuchungsgebiet zwischen 550 und 640 mm a<sup>-1</sup> und betragen im Mittel 591 mm a<sup>-1</sup> mit einer Standardabweichung von 28,9. 95% der Werte variieren also um ca. 10% um den Mittelwert.

Die durchschnittliche Niederschlagsmenge im Einzugsgebiet der Elbe, das für die Bewertungen herangezogen wurde, beträgt im Mittel 548 mm a<sup>-1</sup> und weicht damit um 7% ab. Die Flussgebietsdaten wurden jedoch gewählt, weil sie in der benötigten Form als langjährige Mittel zur Verfügung standen.

**Tabelle 10-8** Durchschnittliche Jahressummen des Niederschlags an den Standorten der Kurzumtriebsplantagen, die in der Fallstudie berücksichtigt wurden nach (Bemmann & Knust 2010)

KUP Standorte	Niederschlag P [mm a <sup>-1</sup> ]
Köllitzsch	550
Gröden	560
Skäßchen	575
Haide	580
Großthiemig	580
Schraden	580
Lauchhammer	590
Nochten	625
Schönheide	630
Grünewalde	640
arith. Mittel	591
Standardabweichung	28,9

Die Niederschlagsmengen innerhalb von Deutschland unterscheiden sich stärker und sind im Nordosten am geringsten und im Südwesten am höchsten. Die Abweichungen innerhalb von Deutschland können bis zu 34% betragen.

**Tabelle 10-9 Niederschlag (P), potentielle Evapotranspiration (pET) und nutzbare Feldkapazität (nFK) in den deutschen Flussgebieten**

Flussgebiet	P [mm a <sup>-1</sup> ]*	pET [mm a <sup>-1</sup> ] <sup>+</sup>	nFK [mm a <sup>-1</sup> ]
Donau	847,9	531,8	137,0
Elbe	547,8	570,7	175,6
Ems	690,1	554,7	213,6
Ijssel	726,9	570,1	175,6
Maas	754,3	567,4	159,2
Nordsee	688,7	536,8	219,6
Oder	536,5	596,1	184,4
Ostsee	547,7	558,6	185,4
Rhein	719,9	566,4	126,3
Weser	663,8	546,5	168,7

\* Datenbasis Deutscher Wetterdienst 2014, Werte bearbeitet

<sup>+</sup> BMU 2003, bearbeitet

Des Weiteren basiert die hier vorgestellte Methode auf Berechnungen von Indikatorwerten zum größten Teil mit Hilfe von Messdaten. Wie alle Messwerte, können diese mehr oder weniger mit Fehlern behaftet sein. Das können zum einen Messfehler sein, oder Fehler durch die Berechnung von Mittelwerten. Der systematische Fehler bei der Niederschlagsmessung beträgt ca. 5-10%. Da hier vorgeschlagen wird, langjährige Niederschlagsmittel für die Berechnungen der Indizes zu verwenden, gibt es weitere Quellen für Unsicherheiten. Die unterjährigen Niederschlagsmengen können teilweise beträchtlich von den langjährigen Mitteln abweichen. Vor allem einzelne Monate können in verschiedenen Regionen teilweise erheblich von den langjährigen Mittelwerten abweichen und deutlich zu trocken, bzw. zu feucht ausfallen. Die Reaktion des Wirkungsindikatorwertes auf die Variation des Niederschlags wird in Tabelle 10-11 gezeigt.

### Wasserverbrauch

Der Wasserverbrauch von biologischen Produktionssystemen wird durch die Transpiration bestimmt. Diese wiederum ist eng mit dem Wasserangebot, also mit den Niederschlagsmengen im Gebiet verknüpft. Das heißt, der Wasserverbrauch kann zu Analysezwecken nicht beliebig variiert werden ohne dabei ebenso die Angebotsmenge zu berücksichtigen und umgekehrt.

Um zu demonstrieren, wie der Indikator auf Änderungen bestimmter Eingabeparameter reagiert werden lediglich Transpiration und Interzeption um  $\pm 10\%$  variiert (Tabelle 10-10).

**Tabelle 10-10 Variation von Transpiration und Interzeption**

Variation	T [l kWh <sup>-1</sup> ]	I [l kWh <sup>-1</sup> ]	C <sub>gn</sub> <sup>1</sup>	f <sub>GWR</sub>	wC <sub>gn</sub> =C <sub>ble</sub>	srC <sub>bwe</sub>	qrC <sub>bwe</sub>	Ind <sub>WU</sub>	Abweichung
0%	203	107	317	0,66	108	141	17	158	0%
+10%	223	117	348	0,66	118	154	17	170	9%
-10%	182	96	285	0,66	97	126	17	143	-9%

Die Veränderung der beiden Verbrauchsgrößen Transpiration und Interzeption um jeweils  $\pm 10\%$  bei sonst gleichen Eingangsdaten ergibt eine Veränderung des Indikatorwertes um + 9% bzw. -9%. Erhöht sich der Verbrauch, erhöht sich der Indikatorwert, verringert sich der Verbrauch, verringert sich auch der Indikatorwert. Bei veränderten Transpirations- und Interzeptionswerten steigen bzw. fallen auch die Recyclingfaktoren, was die Veränderung des Indikatorwertes noch verstärkt. Wie allerdings zuvor erläutert, sind Veränderungen von Transpiration und Interzeption vor allem von der Niederschlagsmenge abhängig.

Wie der Wirkungsindikator auf eine Variation des Niederschlags reagiert wird in der folgenden Tabelle 10-11 ceteris paribus gezeigt. Dazu wird ebenfalls eine Variation der Niederschlagsmenge von  $\pm 10\%$  gewählt, da auch der Niederschlag in der Untersuchungsregion in diesem Schwankungsbereich vom Mittel abweicht. Außerdem würde sich bei veränderten Niederschlagsmengen die Sickerungsmenge ( $Sp$ ) verändern, wenn Transpiration und Interzeption unverändert bleiben, damit ändert sich auch der Qualitätsindex.

**Tabelle 10-11 Variation des Niederschlags**

Variation	P [mm a <sup>-1</sup> ]	Sp [l kWh <sup>-1</sup> ]	C <sub>gn</sub>	wC <sub>gn</sub> =C <sub>ble</sub>	srC <sub>ble</sub>	qrC <sub>ble</sub>	Ind <sub>WU</sub>	Abweichung
0%	548	65	317	108	141	17	158	0%
+10%	603	72	317	108	141	19	159	1%
-10%	493	59	317	108	141	15	156	-1%

Eine Erhöhung des Niederschlags um 10% bewirkt eine Erhöhung des Indikatorwertes um 1%, da die versickerte Wassermenge sich erhöht. Verringert sich der Niederschlag allerdings um 10%, verringert sich der Wirkungsindikatorwert um 1% weil sich die Sickerungsmenge verringert.

### Klima- und Speicherindex

Für die Untersuchung des Einflusses von Klima- und des Speicherindex auf den Wirkungsindikatorwert wird dieser beispielhaft für zwei andere Deutsche Wassereinzugsgebiete berechnet. Dazu wird der Verbrauch gleich gehalten (317 l kWh<sup>-1</sup>) aber die Plantage wird theoretisch in andere Gebiete versetzt, in denen andere klimatische und anthropogene Einflüsse herrschen. So unterscheiden sich Niederschlag ( $P$ ), potentielle Evapotranspiration ( $pET$ ), nutzbare Feldkapazität ( $nFK$ ) und der anthropogene Knappheitsindex ( $Idx_{an}$ ). Die relevanten Eingangsgrößen der

<sup>1</sup> enthält auch die in der Biomasse zwischengespeicherte Menge Wasser  $Q_{stB}=7,3$

verschiedenen deutschen Flussgebiete sind in Tabelle 10-9 zusammengefasst. Die Werte des anthropogenen Knappheitsindex ( $Idx_{an}$ ) wurden in Tabelle 8-12 dargestellt und die Werte des Klimaindex wurden der Tabelle 8-8 entnommen.

**Tabelle 10-12 Verlagerung der KUP in andere Einzugsgebiete**

Gebiet	P pET nFK [mm a <sup>-1</sup> ]			Sp C <sub>gn</sub> [l kWh <sup>-1</sup> ]		Idx <sub>an</sub>	Idx <sub>cl</sub>	Idx <sub>st</sub>	wC <sub>gn</sub> =C <sub>bwe</sub>	srC <sub>ble</sub> qrC <sub>ble</sub> Ind <sub>WU</sub> [ble]			Abweichung
	P	pET	nFK	Sp	C <sub>gn</sub>					srC <sub>ble</sub>	qrC <sub>ble</sub>	Ind <sub>WU</sub>	
Elbe	548	571	176	65	317	0,96	0,094	-0,44	108	141	17	157	0%
Donau	848	532	137	101	317	0,44	0,59	0	108	-16	26	10	-94%
Oder	537	596	184	64	317	0,57	0,07	-0,54	108	112	17	128	-18%

Aufgrund der unterschiedlichen Bedingungen reagiert der Indikatorwert zum Teil mit einer starken Veränderung. In beiden Fällen reduziert sich der Wert. Im Einzugsgebiet der Donau sinkt der Wert wegen der höheren Wasserverfügbarkeit und der extrem niedrigen anthropogenen Belastung. Im Einzugsgebiet der Oder weicht das Klima nur geringfügig ab, aber der anthropogene Druck auf die Wasserressourcen ist geringer und deshalb fällt der Indikatorwert auch hier geringer aus.

#### Potentielle Evapotranspiration (pET)

Für die Verteilung der potentiellen Evapotranspiration auf die einzelnen Monate wurden im Beispiel durchschnittliche Werte aus dem Hydrologischen Atlas Deutschland verwendet. Diese Verteilung ist sehr grob und kann für die einzelnen Gebiete erheblich abweichen. Entscheidend dafür sind jeweils örtliche Parameter sowie klimatische Einflüsse wie Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit oder Temperatur der einzelnen Monate.

Die hier verwendeten jährlichen Werte der potentiellen Evapotranspiration ( $pET$ ) sind arithmetische Mittel der jeweiligen Flussgebiete und wurden dem HAD (BMU 2003) entnommen. Auch innerhalb des Flussgebietes gibt es Abweichungen der einzelnen Rasterpunkte gegenüber dem Gebietsmittel. Im Fallbeispiel wurden Werte für das Einzugsgebiet der Elbe verwendet. Die potentielle Evapotranspiration beträgt im Mittel 571 mm a<sup>-1</sup> mit einer Standardabweichung von 35 mm a<sup>-1</sup>, was für 68% der Werte eine Variation von ±6% um den Mittelwert bedeutet und für 95% der Werte eine Abweichung von ±12% vom Mittelwert, wenn man von Normalverteilten Werten ausgeht. Die Unterschiede innerhalb des Flussgebiets sind also relativ gering.

#### Anthropogener Index

Die anthropogene Komponente hat einen sehr starken Einfluss auf den Indikatorwert. Der Einfluss der anthropogenen Komponente geht auch aus Tabelle 10-12 hervor, in der der Einfluss unterschiedlicher Einzugsgebiete auf den Wirkungsindikatorwert dargestellt wird.  $Idx_{an}$  kann theoretisch Werte zwischen 0 und +∞ annehmen, wird aber sicher größtenteils höchstens bei Werten von 2 oder 3 liegen. Alle Werte größer 1 bedeuten für das untersuchte Gebiet, dass aufgrund menschlicher Aktivitäten eine hohe Wasserknappheit herrscht. In solchen Fällen, hat  $Idx_{an}$  einen starken Einfluss auf das Ergebnis, da er den Verbrauch rechnerisch sogar verdoppeln oder

verdreifachen kann. In Gebieten, wo kein oder nur ein geringer Druck auf die Wasserressourcen herrscht, fällt der Multiplikator geringer aus, wodurch der Wasserverbrauch vermindert wird.

### Qualitätsindex

Auch bei der Bewertung von Veränderungen der Wasserqualität ergeben sich Abweichungen des Wirkungsindikatorwertes, wenn sich die Eingangswerte ändern. Für die Berechnung werden Grenzwerte verwendet, die sich aufgrund gesetzlicher Vorgaben zwischen verschiedenen Staaten unterscheiden können oder im Laufe der Zeit neueren Erkenntnissen angepasst werden. Im Folgenden wird demonstriert, welchen Einfluss eine Veränderung der eingesetzten Grenzwerte auf den Indikatorwert ausübt. Des Weiteren wird geprüft, welchen Einfluss ein abweichender Ausgangswert auf das Indikatorergebnis hat. Aufgrund fehlender Daten kann es vorkommen, dass keine verlässigen Informationen über die Ausgangsqualität des verwendeten Wassers vorhanden sind.

Für die Untersuchung wurden zunächst die Grenzwerte aller Qualitätsindikatoren um den jeweiligen Prozentsatz verändert. Anschließend wurden die Ausgangswerte der Wasserqualitätsindikatoren entsprechend variiert, wobei in beiden Fällen alle anderen Größen konstant gehalten wurden.

**Tabelle 10-13** Variation der Eingangsgrößen für den Qualitätsindex

Veränderung		$srC_{ble}$	$Idx_{qual}$	$qrC_{ble}$	$Ind_{WU}$	Abweichung
Grenzwert $cV_k$	0%	49,7	0,26	16,9	67	0,0%
	10%	49,7	0,24	15,6	65	-1,9%
	30%	49,7	0,2	13,0	63	-5,8%
	50%	49,7	0,17	11,0	61	-8,8%
	-10%	49,7	0,29	18,8	69	2,9%
	-30%	49,7	0,37	24,0	74	10,7%
	-50%	49,7	0,52	33,7	83	25,3%
Ausgangswert $iV_k$	10%	49,7	0,25	16,2	66	-1,0%
	30%	49,7	0,24	15,6	65	-1,9%
	50%	49,7	0,22	14,3	64	-3,9%
	-10%	49,7	0,27	17,5	67	1,0%
	-30%	49,7	0,28	18,2	68	1,9%
	-50%	49,7	0,30	19,4	69	3,9%

Die Sensitivitätsanalyse zeigt, dass die Veränderung des Indikatorergebnisses bei Abweichungen der Ausgangswerte nur gering ausfällt. Die Veränderung der Grenzwerte bewirkt ebenfalls nur geringe Veränderungen des Wirkungsindikatorwertes.

---

## 11 Fazit und weiterer Forschungsbedarf

Die Zielstellung für die vorliegende Arbeit konnte zum größten Teil erreicht werden. Die hier präsentierte Methode bietet einen relativ einfach anwendbaren Ansatz für die Erfassung und Bewertung der Wasserverwendung. Sowohl biologische als auch technische Produktionsprozesse können damit hinsichtlich der Bedeutung ihres Wasserverbrauchs im Hinblick auf die Wasserverfügbarkeit sowie im Hinblick auf Aspekte der Wasserqualität analysiert werden. Dennoch ergeben sich aufgrund der Komplexität der Zusammenhänge und unvollständiger Informationsgrundlagen Unsicherheiten und Beschränkungen. Dazu zählen vor allem Datenlücken bei der Erfassung der örtlichen hydrogeologischen Besonderheiten sowie Probleme mit der Datenqualität.

Die Regionalisierung der Bewertung im Rahmen der Methode ist möglich, hängt jedoch von der Datenverfügbarkeit ab. Mit den zurzeit allgemein verfügbaren meteorologischen Daten scheint es jedoch relativ einfach zu sein, regionalisierte Ergebnisse zu berechnen. Sind keine adäquaten regionalen Daten verfügbar und werden stattdessen überregionale oder nationale Daten verwendet werden, sinkt die Zuverlässigkeit der Einschätzung für die im speziellen Fall betrachtete Region innerhalb der überregionalen Einheit. Problematisch könnte die Verfügbarkeit von konsistenten Daten für den jeweils bilanzierten Ort der Wasserentnahme und Entlassung sein. Zudem könnte es schwierig sein, die vorgestellte Methode konsistent für vollständige Bilanzierung des gesamten Lebensweges eines Produktes anzuwenden, wenn keine oder nur lückenhafte Informationen über den Wasserverbrauch in den relevanten Vorketten des Produktes vorliegen. Auch wenn Informationen über den Wasserverbrauch in den Vorketten vorhanden sind, könnte es zu Inkonsistenzen führen, wenn diese nicht nach der hier beschriebenen Methode erhoben wurden. Vor allem bei der Verwendung von Vorketteninformationen aus gängigen Ökobilanzdatenbanken könnte es zu Problemen bei der ganzheitlichen Bilanzierung kommen. Die jeweiligen Vorketten müssten überprüft und gegebenenfalls nachträglich mit Hilfe der präsentierten Methode bewertet werden.

Der Bewertungsansatz der vorgestellten Methode beruht auf normativen Elementen, anhand derer die quantitativen und qualitativen Einflüsse einer Wasserentnahme in einem bestimmten Gebiet verschiedenen Schädlichkeitsstufen zugeordnet werden. Durch die Einsetzung anderer, als der verwendeten Schwellenwerte, würden sich die Ergebnisse der Berechnungen verändern. Aus diesem Grund kann die vorgestellte Methode nicht die Ursachen von Wasserknappheit sowie deren konkrete Wirkungen auf einen bestimmten Wirkungsendpunkt ermitteln. Sie benutzt lediglich einige bekannte Ausgangspunkte für Schäden sowie deren mögliche Wirkungspfade, um die Bedeutung des jeweils untersuchten Wasserverbrauchs einzuordnen. Daher eignet sich die Methode nicht dafür, konkrete Auswirkungen der Verwendung einer Einheit Wasser zu bestimmen. Auf Grundlage der tatsächlich erfassten Mengen in der Sachbilanz könnten zukünftig auch weitere Wirkungsindikatoren im Endpoint-Bereich entwickelt und berechnet werden. Entsprechende Untersuchungen, ob der Ansatz in konkrete Wirkungspotentiale übersetzt werden könnte, wären ein möglicher Gegenstand zukünftiger Forschung. Dabei könnten konkrete Wirkungspfade bestimmter Entnahmemengen sowie bestimmter Dosen an Schadstoffen untersucht werden. Dafür würde eine wissenschaftlich fundierte Weiterentwicklung der Schadstoffgrenzwerte durch andere Disziplinen benötigt.

Die Entwicklung der hier präsentierten Methode und die einiger Methodenvorschläge der letzten Jahre (Boulay et al. 2011b; Ridoutt & Pfister 2013; Berger et al. 2014) haben sich teilweise überlagert. Die vorliegende Arbeit enthält ähnliche Ansätze, da sie der gleichen Ausgangssituation entstammt und auf der Grundlage der entsprechenden Anforderungskataloge an neue Methoden entstanden ist (Heuvelmans et al. 2005; Koehler 2008; Berger & Finkbeiner 2010; Kounina et al. 2013).

Als Weiterentwicklung und für eine verbesserte Anwendbarkeit der präsentierten Methode in der Praxis wäre der Aufbau einer Default-Datenbank hilfreich. In dieser könnten für verschiedene geografische Levels die Daten enthalten sein, die für die Berechnung der vorgeschlagenen Wirkungsindikatorwerte benötigt werden. Das könnte die Anwendung durch den Nutzer vereinfachen, da eine aufwendige Datensuche entfallen würde. Auch eine Verknüpfung einer solchen Datenbank mit existierender Ökobilanzsoftware wäre denkbar.

Die Auswertung der mit Hilfe der präsentierten Methode berechneten Wirkungsindikatorwerte könnte durch die Entwicklung eines Verfahrens unterstützt werden, das mögliche Wechselwirkungen und Trade-Offs mit anderen Wirkungskategorien ermittelt. Ein Beispiel dafür wäre die Abwägung zwischen der Verminderung von Treibhausgasen gegenüber einer Erhöhung des Wasserverbrauchs, wie zum Beispiel durch den Anbau von Energiepflanzen. Eine Verknüpfung mit einer ökonomischen Bewertung bzw. die Entwicklung eines Verfahrens für die Übersetzung der Blauwasseräquivalente in Geldeinheiten wären sehr interessante Weiterentwicklungen des Methodenvorschlags. Sie könnten vor allem bei der ökonomischen Bewertung von Ökosystemdienstleistungen zum Einsatz kommen.

---

## 12 Literaturverzeichnis

- Abu Qdais, H. (2008): Environmental impacts of the mega desalination project: the Red–Dead Sea conveyor. *Desalination* 220 (1–3): 16-23.
- AbwV (1997): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung). Bundesanzeiger Verlag 1108-1184. Bonn.
- Aemisegger, F., Pfahl, S., Sodemann, H., Lehner, I., Senevirante, S.I. and Wernli, H. (2014): Deuterium excess as a proxy for continental moisture recycling and plant transpiration. *Atmospheric Chemistry and Physics* 14 (8): 4029-4054.
- Alcamo, J., Döll, P., Henrichs, T., Kaspar, F., Lehner, B., Rösch, T. and Siebert, S. (2003): Development and testing of the WaterGAP 2 global model of water use and availability. *Hydrological Sciences Journal* 48 (3): 317-337.
- Aldaya, M.M. and Hoekstra, A.Y. (2010): The water needed for Italians to eat pasta and pizza. *Agricultural Systems* 103 (6): 351-360.
- Allan, J.A. (1996): Water use and development in arid regions: Environment, economic development and water resource politics and policy. *Review of European Community and International Environmental Law* 5 (2): 107-115.
- Allen, R.G., M., S., A., P. and Pereira, L.S. (1994): An update for the definition of reference evapotranspiration. *ICID Bulletin* 43 (2): 1-34.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D. and Smith, M. (1998): Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO irrigation and drainage paper 56. FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Allen, S.J., Hall, R.L. and Rosier, P.T.W. (1999): Transpiration by two poplar varieties grown as coppice for biomass production. *Tree Physiology* 19 (8): 493-501.
- Anisfeld, S.C. (2010): *Water Resources*. Washington D.C., Island Press.
- Armbruster, M., Seegert, J. and Feger, K.H. (2004): Effects of changes in tree species composition on water flow dynamics - Model applications and their limitations. *Plant and Soil* 264 (1-2): 13-24.
- Aronsson, P.G., Bergström, L.F. and Elowson, S.N.E. (2000): Long-term influence of intensively cultured short-rotation willow coppice on nitrogen concentrations in groundwater. *Journal of Environmental Management* 58 (2): 135-145.
- Atkinson, S. (1999): Water Impact Assessment. In: Judith Petts. *Handbook of Environmental Impact Assessment*. Oxford [et al.], Blackwell Science. Volume 1 - Process, Methods and Potential, 273-300.
- Bahadir, M., Parlar, H., Spiteller, M. and (Hrsg.) (2000): *Springer Umweltlexikon*. 2. Auflage. Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag.
- Bailey, H.P. (1958): A Simple Moisture Index Based upon a Primary Law of Evaporation. *Geografiska Annaler* 40 (3/4): 196-215.
- Baitz, M., Kreissig, J. and Wolf, M. (2000): Methode zur Intergration der Naturraum-Inanspruchnahme in Ökobilanzen. *European Journal of Forest Research* 119 (1-6): 128-149.
- Bannick, C., Engelmann, B., Fendler, R., Frauenstein, J., Ginzky, H., Hornemann, C., Ilvonen, O., Kirschbaum, B., Penn-Bressel, G., Rechenberg, J., Richter, S., Roy, L. and Wolter, R. (2008): *Grundwasser in Deutschland*. Reihe Umweltpolitik. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin.
- Baumgartner, A. and Liebscher, H.-J. (1990): *Allgemeine Hydrologie*. Quantitative Hydrologie. Berlin, Stuttgart, Gebrüder Borntraeger.

- Baumgartner, R.J. (2004): Sustainability Assessment. Einsatz der Fuzzy Logic zur integrierten ökologischen und ökonomischen Bewertung von Dienstleistungen, Produkten und Technologien. Wiesbaden, Deutscher Universitätsverlag.
- Bayart, J.-B., Bulle, C., Deschênes, L., Margni, M., Pfister, S., Vince, F. and Koehler, A. (2010): A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 15 (5): 439-453.
- Bayart, J.-B., Worbe, S., Grimaud, J. and Aoustin, E. (2014): The Water Impact Index: a simplified single-indicator approach for water footprinting. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 19 (6): 1336-1344.
- Bemmann, A. and Knust, C. (2010): AGROWOOD. Kurzumtriebsplantagen in Deutschland und europäische Perspektiven. Berlin, Weißensee Verlag.
- Berger, M. and Finkbeiner, M. (2010): Water Footprinting: How to address water use in Life cycle assessment. *Sustainability* 2 (4): 919-944.
- Berger, M., Van der Ent, R., Eisner, S., Bach, V. and Finkbeiner, M. (2014): Water Accounting and vulnerability evaluation (WAVE): Considering atmospheric evaporation recycling and the risk of freshwater depletion in water footprinting. *Environmental Science & Technology* 48 (8): 4521-4528.
- BfN (2011): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation Deutschlands. Maßstab 1: 500.000. Bonn, Bundesamt für Naturschutz.
- Bickel, P. and Friedrich, R. (2005): ExternE Externalities of Energy. Methodology 2005 Update. European Commission, Luxembourg.
- BMU (2003): Hydrologischer Atlas von Deutschland. Naturschutz und Reaktorsicherheit Bundesministerium für Umwelt 239. Bonn, Berlin.
- BMU (2004): Bericht der Bundesrepublik Deutschland gemäß Artikel 3 Abs. 8 und Anhang I der EG-Wasserrahmenrichtlinie (RL 2000/60/EG). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin.
- Bohn, U. (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas. Bundesamt für Naturschutz, BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverl., Münster.
- Bosch, J.M. and Hewlett, J.D. (1982): A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology* 55 (1-4): 3-23.
- Boulay, A.-M., Bouchard, C., Bulle, C., Deschênes, L. and Margni, M. (2011a): Categorizing water for LCA inventory. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16 (7): 639-651.
- Boulay, A.-M., Bulle, C., Bayart, J.-B., Deschênes, L. and Margni, M. (2011b): Regional Characterization of Freshwater Use in LCA: Modeling Direct Impacts on Human Health. *Environmental Science & Technology* 45 (20): 8948-8957.
- Brown, A. and Matlock, M.D. (2011): A review of water scarcity Indices and methodologies. White Paper. University of Arkansas, Sustainability Consortium.
- Brown, A.E., Zhang, L., McMahon, T.A., Western, A.W. and Vertessy, R.A. (2005): A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology* 310 (1-4): 28-61.
- Budyko, M.I. (1958): The heat balance of the earth's surface. Washington D.C., U.S. Department of Commerce, Weather Bureau.
- Bungart, R. and Hüttel, R.F. (2004): Growth dynamics and biomass accumulation of 8-year-old hybrid poplar clones in a short-rotation plantation on a clayey-sandy mining substrate with respect to plant nutrition and water budget. *European Journal of Forest Research* 123 (2): 105-115.

- 
- Busch, G. (2009): The impact of short rotation coppice cultivation on groundwater recharge - a spatial (planning) perspective. *Landbauforschung-vTI Agriculture and Forestry Research* 59 (3): 207-222.
- Busch, G. and Lamersdorf, N. (2010): *Kurzumtriebsplantagen*. Osnabrück, Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU).
- BVL (2014): Verzeichnis zugelassener Pflanzenschutzmittel. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL), Berlin. <https://portal.bvl.bund.de/psm/jsp/>: 13.03.2014.
- Chang, J.-h. (1959): AN EVALUATION OF THE 1948 THORNTON CLASSIFICATION. *Annals of the Association of American Geographers* 49 (1): 24-30.
- Chapagain, A.K. and Hoekstra, A.Y. (2007): The water footprint of coffee and tea consumption in the Netherlands. *Ecological Economics* 64 (1): 109-118.
- Chapagain, A.K., Hoekstra, A.Y., Savenije, H.H.G. and Gautam, R. (2006): The water footprint of cotton consumption: An assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries. *Ecological Economics* 60 (1): 186-203.
- Chapagain, A.K. and Orr, S. (2009): An improved water footprint methodology linking global consumption to local water resources: A case of Spanish tomatoes. *Journal of Environmental Management* 90 (2): 1219-1228.
- Chapman, D. and Kimstach, V. (1996): Selection of water quality variables. In: Deborah (ed.) *Chapman. Water Quality Assessment - A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring* Cambridge, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), World Health Organization (WHO), United Nations Environment Programme (UNEP), 74-133.
- Chaves, H.M.L. and Alipaz, S. (2007): An Integrated Indicator Based on Basin Hydrology, Environment, Life, and Policy: The Watershed Sustainability Index. *Water Resources Management* 21 (5): 883-895.
- Chenoweth, J. (2008a): Minimum water requirement for social and economic development. *Desalination* 229 (1-3): 245-256.
- Chenoweth, J. (2008b): A re-assessment of indicators of national water scarcity. *Water International* 33 (1): 5-18.
- Corcoran, E., Nellemann, C., Baker, E., Bos, R., Osborn, D. and Savelli, H. (2010): *Sick Water? The central role of wastewater management in sustainable development*. United Nations Environmental Programme (UNEP), UN-Habitat, GRID-Arendal, Arendal.
- Council of the European Communities (1991a): Council directive concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. 91/676/EEC. *Official Journal of the European Communities* 8. Brussels.
- Council of the European Communities (1991b): Council directive concerning urban waste water treatment. Directive 91/271/EEC. *Official Journal of the European Communities* 40-52. Brussels.
- Croplife International (2012): *Taking Action. 2011 Annual Report*. Croplife International AISBL, Brussels.
- D&WR (2013): Desalination capacity increasing by 50% in 2013 says IDA. East Grinstead 04.09.2014: [http://www.desalination.biz/news/news\\_story.asp?id=7276](http://www.desalination.biz/news/news_story.asp?id=7276)
- Dewulf, J., Bösch, M.E., Meester, B.D., Vorst, G.V.d., Langenhove, H.V., Hellweg, S. and Huijbregts, M.A.J. (2007): Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment (CEENE): a comprehensive Life Cycle Impact Assessment method for resource accounting. *Environmental Science & Technology* 41 (24): 8477-8483.

- Dimitriou, I., Busch, G., Jacobs, S., Schmidt-Walter, P. and Lamersdorf, N. (2009): A review of the impacts of short rotation coppice cultivation on water issues. *Landbauforschung-vTI Agriculture and Forestry Research* 59 (3): 197-206.
- DIN (1994): DIN 4049-3 Hydrologie-Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie. Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN ISO (2006a): ISO 14044 Umweltmanagement-Ökobilanz: Anforderungen und Anleitungen. Deutsches Institut für Normung (DIN), Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN ISO (2006b): ISO 14040 Umweltmanagement-Ökobilanz: Grundsätze und Rahmenbedingungen. Deutsches Institut für Normung (DIN), Beuth Verlag, Berlin.
- Dourado-Neto, D., Jong van Lier, Q.d., Metselaar, K., Reichardt, K. and Nielsen, D.R. (2010): General procedure to initialize the cyclic soil water balance by the Thornthwaite and Mather method. *Scientia Agricola* 67: 87-95.
- Dracup, J.A., Lee, K.S. and Paulson, E.G. (1980): On the definition of droughts. *Water Resources Research* 16 (2): 297-302.
- Drastig, K., Prochnow, A., Kraatz, S., Klaus, H. and Plöchl, M. (2010): Water footprint analysis for the assessment of milk production in Brandenburg (Germany). *Advances in Geosciences* 27: 65-70.
- Ellison, D., Futter, M.N. and Bishop, K. (2012): On the forest cover–water yield debate: from demand- to supply-side thinking. *Global Change Biology* 18 (3): 806-820.
- Elsasser, P. (2011): Umweltökonomische Bewertungsansätze für Wald-Ökosystemdienstleistungen. Vortrag, Workshop Ökosystemdienstleistungen von Wäldern. Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm.
- Engelmann, U., Kuß, H. and Fischer, K. (2013): Emissionsbericht Abwasser. Vierte Bestandsaufnahme 2009/2010. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Referat Siedlungswasserwirtschaft, Dresden.
- Europäische Kommission (2012): Eurostat Haupttabellen Umwelt, Wasser. Luxemburg Nov. 2011:  
[http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/environment/data/main\\_tables](http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/environment/data/main_tables)
- European Commission (2012): Confronting Scarcity: Managing Water, Energy and Land for inclusive and sustainable growth. The 2011/2012 European Report on Development. Overseas Development Institute (ODI), European Centre for Development Policy Management (ECDPM), German Development Institute (GDI), European Union.
- European Council (1998): Council Directive on the quality of water intended for human consumption. 98/83/EC. Official Journal of the European Communities 32-54. Brussels.
- European Council (2006): Directive on the protection of groundwater against pollution and deterioration. Directive 2006/228/EC. Official Journal of the European Union 19-31. Strasbourg.
- European Parliament and Council (2000): Establishing a framework for Community action in the field of water policy. Directive 2000/60/EC. Official Journal of the European Communities, L 327 1-72. Luxembourg.
- European Parliament and Council (2006a): Directive concerning the management of bathing water quality. 2006/7/EC. Official Journal of the European Union 15. Strasbourg.
- European Parliament and Council (2006b): Directive on pollution caused by certain dangerous substances discharged into the aquatic environment of the Community. 2006/11/EC. Official Journal of the European Union 8. Strasbourg.
- European Parliament and Council (2008): Direktive on environmental quality standards in the field of water policy. 2008/105/EC. Official Journal of the European Union, L 348 84-97. Strasbourg.

- 
- European Parliament and Council (2010): Directive on industrial emissions (integrated pollution prevention and control). 2010/75/EU. Official Journal of the European Union 103. Strasbouorg.
- Falkenmark, M. (1981): Integrated View of Land and Water. The New Cornerstone in Environmental Planning. *Geografiska Annaler. Series A, Physical Geography* 63 (3/4): 261-271.
- Falkenmark, M. (1986): Fresh Water: Time for a Modified Approach. *Ambio* 15 (4): 192-200.
- Falkenmark, M. (1989): The Massive Water Scarcity Now Threatening Africa: Why Isn't It Being Addressed? *Ambio* 18 (2): 112-118.
- Falkenmark, M. (1995): Coping with water scarcity under rapid population growth. . Conference of SADC Ministers. Pretoria.
- Falkenmark, M. (1997a): Meeting water requirements of an expanding world population. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 352 (1356): 929-936.
- Falkenmark, M. (1997b): Society's interaction with the water cycle: A conceptual framework for a more holistic approach. *Hydrological Sciences Journal* 42 (4): 451-466.
- Falkenmark, M. and Lindh, G. (1974): How Can We Cope with the Water Resources Situation by the Year 2015? *Ambio* 3 (3/4): 114-122.
- Falkenmark, M. and Mikulski, Z. (1994): The Key Role of Water in the Landscape System. Conceptualization to adress growing human landscape pressures. *GeoJournal* 33 (4): 355-363.
- Falkenmark, M. and Rockström, J. (2006): The new blue and green water paradigm: Breaking new ground for water resources planning and management. *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce* 132 (3): 129-132.
- FAO (2011): AQUASTAT. FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/globalmaps/index.stm>.
- Fisher, B., Bateman, I. and Turner, R.K. (2011): Valuing ecosystem Services: Benefits, Values, Space and Time. *Ecosystem Services Economics (ESE). Working Paper Series. United Nations Environmental Programme.*
- Frenken, K. (2005): Irrigation in Africa in figures. AQUASTAT Survey- 2005. FAO Water Reports, 29. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Frischknecht, R., Steiner, R. and Jungbluth, N. (2009): Methode der ökologischen Knappheit - Ökofaktoren 2006. Methode für die Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.
- GBEP and FAO (2011): The global bioenergy partnership sustainability indicators for bioenergy. Global Bioenergy Partnership Secretariat, FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Gerbens-Leenes, W., Hoekstra, A.Y. and van der Meer, T. (2009): The water footprint of energy from biomass: A quantitative assessment and consequences of an increasing share of bio-energy in energy supply. *Ecological Economics* (68): 1052-1060.
- Gleick, P.H. (1996): Basic water requirements for human activities: meeting basic needs. *Water International* 21 (2): 83-92.
- Gluga, G., Jankiewicz, P., Rachimow, C., Lojek, K., Richter, K., Fürtig, G. and Krahe, P. (2003): Wasserhaushaltsverfahren zur Berechnung vieljähriger Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstung und des Gesamtabfluss. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- Gordon, L.J., Steffen, W., Jönsson, B.F., Folke, C., Falkenmark, M. and Johannessen, Å. (2005): Human modification of global water vapor flows from the land surface. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102 (21): 7612-7617.

- Guinée, J.B. and Heijungs, R. (1995): A proposal for the definition of resource equivalency factors for use in product life-cycle assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14 (5): 917-925.
- GWI (2011): Global Water Market 2011. Global Water Intelligence (GWI), GWI/Media Analytics, Oxford.
- Hall, R.L. (2003): Short rotation coppice for energy production hydrological guidelines. DTI New and renewable Energy Programme. DTI Department of Trade and Industry, Center for Ecology and Hydrology.
- Hanafiah, M.M., Xenopoulos, M.A., Pfister, S., Leuven, R.S.E.W. and Huijbregts, M.A.J. (2011): Characterization Factors for Water Consumption and Greenhouse Gas Emissions Based on Freshwater Fish Species Extinction. *Environmental Science & Technology* 45 (12): 5272-5278.
- Hanemann, W.H. (2006): The economic conception of water. In: Peter P. Rogers, M. Ramon Llamas and Luis Martinez-Cortina. *Water Crisis: myth or reality?* London, Taylor & Francis plc., 61-91.
- Hein, B. (2004): Wasser- und Abwassersituation in den deutschen Flussgebieten 2001/2002. Statistisches Bundesamt. *Wirtschaft und Statistik* (5/2004): 563-574.
- Herbst, M. and Hörmann, G. (1998): Predicting Effects of Temperature Increase on the Water Balance of Beech Forest – An Application of the 'KAUSHA' Model. *Climatic Change* 40 (3): 683-698.
- Herbst, P.H., Bredenkamp, D.B. and Barker, H.M.G. (1966): A technique for the evaluation of drought from rainfall data. *Journal of Hydrology* 4 (0): 264-272.
- Heuvelmans, G., Muys, B. and Feyen, J. (2005): Extending the Life Cycle Methodology to Cover Impacts of Land Use Systems on the Water Balance. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10 (2): 113-119.
- Hirsch Hadorn, G. (1997): Die Bedeutung religionswissenschaftlicher und ethischer Überlegungen für die Objektivitätsprobleme der LCA. In: Patrick Hofstetter and Martin Scheringer. *Schutzgüter und ihre Abwägung aus der Sicht verschiedener Disziplinen. Vorbereitende Unterlagen des 5. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 17.10. 1997 an der ETH Zürich. Zürich, ETH Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften/ Gruppe Sicherheit und Umweltschutz, 21-25.*
- Hirschfeld, J., Nilson, E. and Keil, F. (2014): Alles im Fluss. Eine Deutsche Wasserbilanz. Poster aus dem Projekt "Wasserflüsse in Deutschland". Berlin, Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW).
- Hoekstra, A.Y. (2003): Virtual Water Trade. Proceedings of the international expert meeting on virtual water trade. Value of Water Research Report Series. IHE Delft, IHE Delft, Delft.
- Hoekstra, A.Y. (2009): Human appropriation of natural capital: A comparison of ecological footprint and water footprint analysis. *Ecological Economics* 68 (7): 1963-1974.
- Hoekstra, A.Y. and Chapagain, A.K. (2007): Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. *Water Resources Management* 21 (1): 35-48.
- Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M. and Mekonnen, M.M. (2009a): *Water Footprint Manual. State of the Art 2009.* Water Footprint Network, Water Footprint Network, Enschede.
- Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M. and Mekonnen, M.M. (2011): *The Water Footprint Assessment Manual. Setting the global Standard.* Water Footprint Network, Earthscan, London, Washington DC.
- Hoekstra, A.Y., Gerbens-Leenes, W. and Van Der Meer, T.H. (2009b): Reply to Pfister and Hellweg: Water footprint accounting, impact assessment, and life-cycle assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106 (40).

- 
- Hofmann, M. (2004): Ergebnisse und Erfahrungen mit schnellwachsenden Baumarten. Ergebnisse und Erfahrungen mit schnellwachsenden Baumarten, Energieholzproduktion in der Landwirtschaft. Potenzial, Anbau, Technologie, Ökologie und Ökonomie, Potsdam, Institut für Agrartechnik Bornim e.V.
- Hospido, A., Núñez, M. and Antón, A. (2013): Irrigation mix: how to include water sources when assessing freshwater consumption impacts associated to crops. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (4): 881-890.
- Howard, G. and Bartram, J. (2003): Domestic water quantity, Service, Level and Health. World Health Organization, Geneva.
- Huxman, T.E., Wilcox, B.P., Breshears, D.D., Scott, R.L., Snyder, K.A., Small, E.E., Hultine, K., Pockman, W.T. and Jackson, R.B. (2005): ECOHYDROLOGICAL IMPLICATIONS OF WOODY PLANT ENCROACHMENT. *Ecology* 86 (2): 308-319.
- IDA (2013): Desalination by the Numbers. Topsfield, Massachusetts 04.09.2014: <http://idadesal.org/desalination-101/desalination-by-the-numbers/>
- ISO (2014): ISO 14046 Environmental management -Water footprint - Principles, requirements and guidelines International Organization for Standardization, Geneva.
- Jahnel, J., Zwiener, C., Gremm, T.J., Abbt-Braun, G., Frimmel, F.H., Kussatz, C., Schudoma, D. and Rocker, W. (2001): Zielvorgaben für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und andere Schadstoffe in Oberflächengewässern. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 29 (4): 246-253.
- Jasechko, S., Sharp, Z.D., Gibson, J.J., Birks, J.S., Yi, Y. and Fawcett, P.J. (2013): Terrestrial water fluxes dominated by transpiration. *Nature* 496 (7445): 347-350.
- Jeswani, H.K. and Azapagic, A. (2011): Water footprint: methodologies and a case study for assessing the impacts of water use. *Journal of Cleaner Production* 19 (12): 1288-1299.
- Jewitt, G. (2006): Integrating blue and green water flows for water resources management and planning. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 31 (15-16): 753-762.
- Klein, M. (2000): Langjähriger Wasserhaushalt von Gras- und Waldbeständen. Entwicklung, Kalibrierung und Anwendung des Modells LYFE am Groß-Lysimeter St. Arnold. Dr. rer. nat, Universität Osnabrück, Institut für Umweltsystemforschung, Osnabrück.
- Klöpffer, W. and Grahl, B. (2009): Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim, Wiley-VCH Verlag.
- Knur, L., Murach, D., Murn, Y., Bilke, G., Muchin, A., Grundmann, P., Eberts, J., Schneider, U.A., Günewald, H., Schultze, B., Quinkenstein, A. and Jochheim, H. (2007): Potentials, economy and ecology of a sustainable supply with wooden biomass. Potentials, economy and ecology of a sustainable supply with wooden biomass, 15th European Biomass Conference & Exhibition. , Berlin.
- Knust, C. (2007): Beeinflussung des Nährstoff- und Wasserhaushalts durch die Anpflanzung von Pappelklonen auf einem ehemals landwirtschaftlich genutzten Standort. Master, Georg-August Universität Göttingen, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Göttingen.
- Koehler, A. (2008): Water use in LCA: managing the planet's freshwater resources. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13: 451-455.
- Koellner, T., de Baan, L., Beck, T., Brandao, M., Civit, B., Margni, M., Canals, L.M.I., Saad, R., de Souza, D.M. and Muller-Wenk, R. (2013): UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (6): 1188-1202.
- Köppen, W. and Geiger, R. (1954): Klima der Erde. Gotha, Klett-Perthes. <http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/koeppen.htm>
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B. and Rubel, F. (2006): World map of the Köppen-geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15 (3): 259-263.

- Kounina, A., Margni, M., Bayart, J.-B., Boulay, A.-M., Berger, M., Bulle, C., Frischknecht, R., Koehler, A., Milà i Canals, L., Motoshita, M., Núñez, M., Peters, G., Pfister, S., Ridoutt, B., Zelm, R., Verones, F. and Humbert, S. (2013): Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (3): 707-721.
- Kravčík, M., Pokorný, J., Kohutiár, J., Kováč, M. and Tóth, E. (2008): *Water for the recovery of the climate - A new water paradigm*, TypoPress-Publishing, Kovice, Slovakia.
- Lamersdorf, N., Petzold, R., Schwärzel, K., Feger, K.H., Köstner, B., Moderow, U., Bernhofer, C. and Knust, C. (2010): *Bodenökologische Aspekte von Kurzumtriebsplantagen*. In: Albrecht Bemann and Christine Knust. *Agrowood. Kurzumtriebsplantagen in Deutschland und europäische Perspektiven* Berlin, Weißensee Verlag, 170-188.
- Lamersdorf, N. and Schulte-Bisping, H. (2010): *Bodenökologie*. In: Gerald Busch and Norbert Lamersdorf. *Kurzumtriebsplantagen. Handlungsempfehlungen zur naturverträglichen Produktion von Energieholz in der Landwirtschaft*. Osnabrück, Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), 14-25.
- Larcher, W. (2001): *Ökophysiologie der Pflanzen. Leben, Leistung und Streßbewältigung der Pflanzen in ihrer Umwelt*. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer.
- Lattemann, S. (2011): *Meerwasserentsalzung*. In: José L. Lozán, Hartmut Graßl, Ludwig Karbe, Peter Hupfer and Schönwiese Christian D. *Warnsignal Klima: Genug Wasser für alle?* Geesthacht, Helmholtz-Zentrum, CLimate Service Center Germany, 452-458.
- Lattemann, S. and Höpner, T. (2008): *Environmental impact and impact assessment of seawater desalination*. *Desalination* 220 (1-3): 1-15.
- LAWA (2007): *Rahmenkonzeption Monitoring. Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen. Hintergrund und Orientierungswerte*. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).
- Leclerc, G., Cros, B., Rojot, C., Raes, T., Koskas, J. and Ndombo, J. (2012): *Water: challenges, drivers and solutions*. PricewaterhouseCoopers.
- Lévová, T. and Hauschild, M.Z. (2011): *Assessing the impacts of industrial water use in life cycle assessment*. *CIRP Annals - Manufacturing Technology* 60 (1): 29-32.
- Lewandowski, I. (2009): *Energiepflanzenproduktion*. In: M. Kaltschmitt and Hans Hartman. *Energie aus Biomasse. Grundlagen, Technik und Verfahren* Berlin, Heidelberg, New York Springer, 57-94.
- LfULG (2011a): *Agrarmeteorologisches Messnetz Sachsen - Wetterdaten*. Dresden 4.11.2011: [http://www.landwirtschaft.sachsen.de/Wetter09/asp/inhalt.asp?seite=mw\\_NN050&wert=NN050](http://www.landwirtschaft.sachsen.de/Wetter09/asp/inhalt.asp?seite=mw_NN050&wert=NN050)
- LfULG (2011b): *Aktuelle Grundwasserstände und Ganglinien*. Interaktive Karte. Dresden, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/8247.htm>
- LfULG (2011c): *Potentielle natürliche Vegetation in Sachsen*. Interaktive Karte. Sachsenatlas. Dresden, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG). 1.11.2011: <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/natur/24728.htm#article24767>
- LfULG (2012): *Grundwasserstände und Quellschüttungen*. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden. <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/weboffice101/synserver?projekt=wasser-grundwasser&language=de&view=grundwasser>: 10. 2014.
- Liedtke, H. and Marcinek, J. (2002): *Karte der potentiellen natürlichen Vegetation in Deutschlands und angrenzender Gebiete*. Haak Weltatlas-Online. Gotha, Klett-Perthes. 4.11.2011: [http://www.klett.de/sixcms/list.php?page=infothek\\_artikel&extra=Haack%20Weltatlas-Online&artikel\\_id=136539&inhalt=kss\\_klett01.c.133609.de](http://www.klett.de/sixcms/list.php?page=infothek_artikel&extra=Haack%20Weltatlas-Online&artikel_id=136539&inhalt=kss_klett01.c.133609.de)

- 
- Liu, T.-K., Sheu, H.-Y. and Tseng, C.-N. (2013): Environmental impact assessment of seawater desalination plant under the framework of integrated coastal management. *Desalination* 326 (0): 10-18.
- Maes, W.H., Heuvelmans, G. and Muys, B. (2009): Assessment of Land Use Impact on Water-Related Ecosystem Services Capturing the Integrated Terrestrial-Aquatic System. *Environmental Science & Technology* 43 (19): 7324-7330.
- Maherali, H. and DeLucia, E. (2001): Influence of climate-driven shifts in biomass allocation on water transport and storage in ponderosa pine. *Oecologia* 129 (4): 481-491.
- Makarieva, A.M. and Gorshkov, V.G. (2007): Biotic pump of atmospheric moisture as driver of the hydrological cycle on land. *Hydrology and Earth System Sciences* 11 (2): 1013-1033.
- Margat, J., Frenken, K. and Faurès, J.-M. (2005): Key water resources statistics in Aquastat. FAO's global information system on water and Agriculture. IWG-Env, International Work Session on Water Statistics, FAO, Vienna.
- Marks, R., Müller, M.J., Leser, H. and Klink, H.-J. (1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushalts (BA LVL). Trier, Zentralauschuß für deutsche Landeskunde.
- Mather, J.R. and Yoshioka, G.A. (1968): THE ROLE OF CLIMATE IN THE DISTRIBUTION OF VEGETATION. *Annals of the Association of American Geographers* 58 (1): 29-41.
- McKee, T.B., Doesken, N.J. and Kleist, J. (1993): The relationship of drought frequency and duration to time scales. The relationship of drought frequency and duration to time scales, 8th Conference on Applied Climatology, Anaheim, California.
- Meigh, J.R., McKenzie, A.A. and Sene, K.J. (1999): A Grid-Based Approach to Water Scarcity Estimates for Eastern and Southern Africa. *Water Resources Management* 13 (2): 85-115.
- Meybeck, M. and Helmer, R. (1996): An introduction to water quality. In: Deborah (ed.) Chapman. *Water Quality Assessment - A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring* Cambridge, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), World Health Organization (WHO), United Nations Environment Programme (UNEP), 19-39.
- Milá i Canals, L. (2007): Land Use in LCA: A new subject area and call for papers. *International Journal of Life Cycle Assessment* 12 (1): 1.
- Milá i Canals, L., Chenoweth, J., Chapagain, A., Orr, S., Anton, A. and Clift, R. (2009): Assessing freshwater use impacts in LCA: Part 1 - inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 14 (1): 28-42.
- Millennium Ecosystem Assessment (2003): *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*, Island Press, Washington D.C.
- Monteith, J.L. (1965): Evaporation and Environment. *Symposia of the Society for Experimental Biology* 19: 205-234.
- Motoshita, M., Itsubo, N. and Inaba, A. (2011): Development of impact factors on damage to health by infectious diseases caused by domestic water scarcity. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16 (1): 65-73.
- Motoshita, M., Ono, Y., Pfister, S., Boulay, A.-M., Berger, M., Nansai, K., Tahara, K., Itsubo, N. and Inaba, A. (2014): Consistent characterisation factors at midpoint and endpoint relevant to agricultural water scarcity arising from freshwater consumption. *The International Journal of Life Cycle Assessment*: 1-12.
- Murach, D., Knur, L. and Schultze, M. (2008): DENDROM - Zukunftsrohstoff Dendromasse. *Enderbericht*. Remagen-Oberwinter, Verlag Dr. Norbert Kessel.

- Nadin, P. and Muthmann, R. (2007): The use of plant protection products in the European Union. Data 1992-2003. Statistical books. EUROSTAT - Environment Statistics, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Ng, K.C., Thu, K., Kim, Y., Chakraborty, A. and Amy, G. (2013): Adsorption desalination: An emerging low-cost thermal desalination method. *Desalination* 308 (0): 161-179.
- Novák, V. (2005): Transpiration of Plants: A review of calculation methods. *Geophysical Research Letters* 7 (07181).
- Núñez, M., Pfister, S., Antón, A., Muñoz, P., Hellweg, S., Koehler, A. and Rieradevall, J. (2013): Assessing the Environmental Impact of Water Consumption by Energy Crops Grown in Spain. *Journal of Industrial Ecology* 17 (1): 90-102.
- Núñez, M., Pfister, S., Vargas, M. and Antón, A. (2015): Spatial and temporal specific characterisation factors for water use impact assessment in Spain. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 20 (1): 128-138.
- OECD (2004): OECD Key environmental indicators. Organisation for economic development and co-operation, OECD Environment Directorate, Paris.
- OECD (2008): OECD Environmental Outlook to 2030. OECD Organisation of Economic Co-operation and Development, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2010a): Pricing water resources and water and sanitation services. OECD Publications, Paris.
- OECD (2010b): Sustainable Management of Water Resources in Agriculture.
- OGewV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV). Bundesgesetzblatt (BGBl) I.
- Ohlsson, L. (2000): Water conflicts and social resource scarcity. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere* 25 (3): 213-220.
- Opresnik, M.O. and Rennhak, C. (2012): Grundlagen der Allgemeinen Betriebswirtschaftslehre. Einführung aus marketingorientierter Sicht. 1. Auflage. Wiesbaden, Gabler Verlag/Springer Fachmedien.
- Owens, J.W. (2001): Water Resources in Life-Cycle Impact Assessment: Considerations in Choosing category indicators. *Journal of Industrial Ecology* 5 (2): 37-54.
- Palmer, W.C. (1965): Meteorological Drought. Research Paper, No. 45. U.S. Weather Bureau, Office of Climatology, U.S. Department of Commerce, Washington D.C.
- Palmer, W.C. (1968): Keeping Track of Crop Moisture Conditions, Nationwide: The New Crop Moisture Index. *Weatherwise* 21 (4): 156-161.
- PAN (2012): Pesticides and health hazards. Pestizid Aktions-Netzwerk e.V., PAN Germany, Bochum.
- Penman, H.L. (1948): Natural Evaporation from Open Water, Bare Soil and Grass. *Proceedings of the Royal Society of London A* 193 (1032): 120-145.
- Pereira, L.S., Cordery, I. and Iacovides, I. (2002): Coping with water scarcity. Technical Documents in Hydrology, No.58. International Hydrological Programm, UNESCO, Paris.
- Petzold, R., Feger, K.H. and Röhle, H. (2010): Standortliche Voraussetzungen für Kurzumtriebsplantagen. In: Albrecht Bemann and Christine Knust. *Agrowood. Kurzumtriebsplantagen in Deutschland und europäische Perspektiven* Berlin, Weißensee Verlag, 44-53.
- Petzold, R., Feger, K.H. and Schwärzel, K. (2009a): Wasserhaushalt von Kurzumtriebsplantagen. In: T. Reeg, Albrecht Bemann, W. Konold, Dieter Murach and H. Spieker. *Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen* Weinheim, WILEY-VCH Verlag, 181-191.
- Petzold, R., Schwärzel, K. and Feger, K.H. (2009b): Standortökologische Aspekte. Vortrag, AGROWOOD Projekttreffen, Methau.

- 
- Pfister, S. and Hellweg, S. (2009): The water shoesize vs. footprint of bioenergy. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106 (35): E93-E94.
- Pfister, S., Köhler, A. and Hellweg, S. (2009): Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environmental Science & Technology* 43 (11): 4098-4104.
- Raskin, P., Gleick, P., Kirshen, P., Pontius, G. and Strzepek, K. (1997): *Water futures: assessment of long-range patterns and problems*, Stockholm Environment Institute.
- Reed, B. and Reed, B. (2011): *How much water is needed in emergencies. Technical notes on drinking-water, sanitation and hygiene in emergencies*. Engineering and Development Centre Water. World Health Organization. 9. Geneva.
- Ribeiro, T., Volkery, A., Pirc-Velkavrh, A., Hans, V. and Hoogeveen, Y. (2010): *The European Environment. State and Outlook 2010. Assessment of global megatrends*. EEA European Environment Agency, Publications Office of the European Union, Copenhagen.
- Richter, A. (2013): *Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000*. Berlin, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR).  
[http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Projekte/Informationsgrundlagen-abgeschlossen/BUEK1000\\_und\\_Ableitungen/BUEK1000\\_und\\_Ableitungen.html](http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Projekte/Informationsgrundlagen-abgeschlossen/BUEK1000_und_Ableitungen/BUEK1000_und_Ableitungen.html)
- Ridoutt, B.G. and Pfister, S. (2010): A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on global freshwater scarcity. *Global Environmental Change* 20 (1): 113-120.
- Ridoutt, B.G. and Pfister, S. (2013): A new water footprint calculation method integrating consumptive and degradative water use into a single stand-alone weighted indicator. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (1): 204-207.
- Ridoutt, B.G., Sanguansri, P., Freer, M. and Harper, G.S. (2012): Water footprint of livestock: comparison of six geographically defined beef production systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 17 (2): 165-175.
- Rijsberman, F.R. (2006): Water Scarcity: Fact or fiction? *Agricultural Water Management* 80 (1-3): 5-22.
- Rockström, J. and Gordon, L. (2001): Assessment of green water flows to sustain major biomes of the world: Implications for future ecohydrological landscape management. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere* 26 (11-12): 843-851.
- Röhle, H., Böcker, L., Feger, K.-H., Petzold, R., Wolf, H. and Ali, W. (2008): *Anlage und Ertragsaussichten von Kurzumtriebsplantagen inn Ostdeutschland*. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 159 (6): 133-139.
- Rojas, L. (2012): *International pesticide market and regulatory profile*. Worldwide Crop Chemicals (WCC), Washington D.C.
- Roth, E., Fehrenbach, H. and Wiegmann, K. (2010): *Arbeitspapier zum "Schwerpunkt Wasser". Arbeitsmaterialien und Berichte zum F+E Bio-global: Arbeitspapiere Bioenergie und Wasser*. IFEU, Öko-Institut, Umweltbundesamt, Heidelberg, Darmstadt.
- Sanderson, M. (1990): *Unesco Sourcebook in Climatology for hydrologists and water resource engineers*. Paris, UNESCO.
- Savenije, H.H.G. (2000): Water scarcity indicators; the deception of the numbers. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere* 25 (3): 199-204.
- Scheringer, M. and Hofstetter, P. (1997): Auswahl, Begründung und Vergleich von Schutzgütern in der Ökobilanz-Methodik - ein offenes Problem. In: Patrick Hofstetter and Martin Scheringer. *Schutzgüter und ihre Abwägung aus der Sicht verschiedener Disziplinen*. Vorbereitende Unterlagen des 5. Diskussionsforums Ökobilanzen. Zürich,

- ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften/Gruppe Sicherheit und Umweltschutz, 3-9.
- Schildbach, M., Hofmann, M. and Wolf, H. (2010): Anlage und Etablierung von Kurzumtriebsplantagen. In: Albrecht Bemann and Christine Knust. AGROWOOD Berlin, Weißensee Verlag, 65-73.
- Schlesinger, W.H. and Jasechko, S. (2014): Transpiration in the global water cycle. *Agricultural and Forest Meteorology* 189-190 (1 June 2014): 115-117.
- Schneider, P., Neitzel, P.L., Schaffrath, M. and Schlumprecht, H. (2003): Leitbildorientierte physikalisch-chemische Gewässerbewertung. Referenzbedingungen und Qualitätsziele. Umweltbundesamt, Texte. Hydroisotop-Piewak GmbH Büro für Ökologische Studien, Umweltbundesamt, Berlin.
- Schweinle, J. (2000): Methoden zur Integration des Aspektes der Flächennutzung in der Ökobilanzierung. Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Kommissionsverlag Max Wiedebusch, Hamburg.
- Shapiro, A.D. (2012): What's a lake doing in the middle of the desert? npr-news. NPR.org. Boston.
- Sheil, D. and Murdiyarso, D. (2009): How Forests Attract Rain: An Examination of a New Hypothesis. *Bioscience* 59 (4): 341-347.
- Simon, S. (2002): Einfluss der Landnutzungsänderung auf die Variabilität von Grundwasserneubildungs- und Sickerwasserrate. Qualitative Grundwassergefährdungsabschätzung mit einem GIS. Dissertation, Johannes Gutenberg-Universität, Fachbereich Geowissenschaften, Mainz.
- Smakhtin, V., Revenga, C. and Döll, P. (2004a): A Pilot Global Assessment of Environmental Water Requirements and Scarcity. *Water International* 29 (3): 307 - 317.
- Smakhtin, V., Revenga, C. and Döll, P. (2004b): Taking into account environmental water requirements in global-scale water resource assessments. *Comprehensive Assessment Research Reports*. Comprehensive Assessment Secretariat, Colombo, Sri Lanka.
- SMUL (2006): Versuchsbericht ökologische pflanzliche Erzeugung. Feldversuchsstationen und Prüffelder mit Versuchen zum Ökologischen Landbau. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie., Landwirtschaft und Geologie (SMUL) Sächsisches Landesamt für Umwelt, Dresden.
- Statistisches Bundesamt (2013a): Nichtöffentliche Wasserversorgung und nichtöffentliche Abwasserentsorgung. Fachserie Umwelt, Fachserie 19 Reihe 2.2. Statistisches Bundesamt, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (2013b): Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung - öffentliche Wasserversorgung- 2010. Fachserie Umwelt, Fachserie 19 Reihe 2.1.1. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- Stelzer, V. (1997): Bewertungen in Umweltschutz und Umweltrecht. Springer 121. Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Budapest, Hinkong, London, Mailand, Paris, Singapur, Tokio.
- Stephens, W., Hess, T. and Knox, J. (2001): Review of the effects of energy crops on hydrology. Institute of Water and Environment, Cranfield University Silsoe, Bedford.
- Stewart, M. and Weidema, B.P. (2005): A Consistent Framework for Assessing the Impacts from Resource Use - A focus on resource functionality (8 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10 (4): 240-247.
- Stoeglehner, G., Edwards, P., Daniels, P. and Narodoslawsky, M. (2011): The water supply footprint (WSF): a strategic planning tool for sustainable regional and local water supplies. *Journal of Cleaner Production* 19 (15): 1677-1686.

- 
- Sturm, S. and Kiefer, J. (2007): Erhebung zur aktuellen Gewässerbelastung mit Pflanzenschutzmitteln. *Energie / Wasser-Praxis* (4/2007): 30-33.
- Sullivan, C. (2002): Calculating a Water Poverty Index. *World Development* 30 (7): 1195-1210.
- Tendall, D., Raptis, C. and Verones, F. (2013): Water in life cycle assessment—50th Swiss Discussion Forum on Life Cycle Assessment—Zürich, 4 December 2012. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (5): 1174-1179.
- Thommen, J.-P. and Achleitner, A.-K. (2012): *Allgemeine Betriebswirtschaftslehre. Umfassende Einführung aus managementorientierter Sicht. 7. vollst. überarb. Auflage.* Wiesbaden, Imprint Gabler Verlag.
- Thorntwaite, C.W. (1948): An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review* 38 (1): 55-94.
- Thorntwaite, C.W. and Mather, J.R. (1955): The Water Balance. *Publications in Climatology* 8 (1): 86pp.
- TrinkwV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, Trinkwasserverordnung -TrinkwV 2001, Bundesgesetzblatt Teil I 2001 Nr. 24, 28. Mai 2001, 959-980
- Tsakiris, G. and Vangelis, H. (2005): Establishing a drought index incorporating evapotranspiration. *European Water* (9/10): 3-11.
- Tüxen, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. (mit 10 Tabellen). Stolzenau/Weser, Bundesanstalt (Zentralstelle) für Vegetationskartierung.
- Udo de Haes, H., Jolliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W. and Müller-Wenk, R. (1999a): Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4 (2): 66-74.
- Udo de Haes, H., Jolliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W. and Müller-Wenk, R. (1999b): Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment (2). *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4 (3): 167-174.
- UN-Water (2011): UN-Water Statistics. <http://www.unwater.org/statistics.html>
- UN (2007a): Coping with water scarcity. Challenge of the twenty-first century. world water day 2007. UN-water, FAO.
- UN (2007b): Indicators of sustainable development: guidelines and methodologies, Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat, United Nations (UN), New York.
- UN Water (2014): Water, food and energy nexus. Geneva 30.10. : <http://www.unwater.org/topics/water-food-and-energy-nexus/en/>
- UNECE (2009): Guidance on Water and Adaption to climate change. UN Economic Commission for Europe, Geneva.
- UNEP (1992): World atlas of desertification. London, United Nations Environment Programme.
- UNEP (2008): Vital water graphics. An overview of the state of the world's fresh and marine waters. . United Nations Environment Programme, Nairobi.
- UNEP (2010): Water and Bioenergy. UNEP, Paris.
- UNESCO-WWAP (2009): Climate Change and Water. An overview from the world water development report 3: Water in a changing world. UNESCO Division of Water Science, United Nations World Water Assessment Programme, Colomella, Perugia, Italy.
- Urban, J., Čermák, J. and Ceulemans, R. (2015): Above- and below-ground biomass, surface and volume, and stored water in a mature Scots pine stand. *European Journal of Forest Research* 134 (1): 61-74.

- Vahs, D. and Schäfer-Kunz, J. (2012): Einführung in die Betriebswirtschaftslehre. 6., überarbeitete Auflage. Stuttgart, Schäffer-Poeschel Verlag.
- Van der Ent, R.J., Savenije, H.H.G., Schaefli, B. and Steele-Dunne, S.C. (2010): Origin and fate of atmospheric moisture over continents. *Water Resources Research* 46 (9): W09525.
- Van der Salm, C., Reinds, G.J. and de Vries, W. (2004): Assessment of the Water Balance of European Forests: A Model Study. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 4 (2): 175-190.
- Van Zelm, R., Schipper, A.M., Rombouts, M., Snepvangers, J. and Huijbregts, M.A.J. (2010): Implementing Groundwater Extraction in Life Cycle Impact Assessment: Characterization Factors Based on Plant Species Richness for the Netherlands. *Environmental Science & Technology* 45 (2): 629-635.
- Vermeiren, F., Vilhar, M. and Starr, M. (2010): Model Comparison: WATBAL. Model Comparison: WATBAL, Water Budget Model Comparison, Freising.
- Verones, F., Hanafiah, M.M., Pfister, S., Huijbregts, M.A.J., Pelletier, G.J. and Koehler, A. (2010): Characterization Factors for Thermal Pollution in Freshwater Aquatic Environments. *Environmental Science & Technology* 44 (24): 9364-9369.
- Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S. and López-Moreno, J. (2010): A multiscalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate* 23 (7): 1696-1718.
- Vörösmarty, C.J., Douglas, E.M., Green, P.A. and Revenga, C. (2005): Geospatial Indicators of Emerging Water Stress: An Application to Africa. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 34 (3): 230-236.
- Wagener, T., Sivapalan, M., Troch, P. and Woods, R. (2007): Catchment classification and hydrologic similarity. *Geography Compass* 1 (4): 901-931.
- Weber, W. and Kabst, R. (2009): Einführung in die Betriebswirtschaftslehre. 7., überarbeitete Auflage. Wiesbaden, Gabler Verlag/GWV Fachverlage.
- White, C. (2012, May 7, 2012): Understanding water scarcity: Definitions and measurements. in *Water Security*,  
Australia [http://www.iwmi.cgiar.org/News\\_Room/pdf/Understanding\\_water\\_scarcity.pdf](http://www.iwmi.cgiar.org/News_Room/pdf/Understanding_water_scarcity.pdf)
- WHO and UNICEF (2012): Progress on Sanitation and Drinking water: 2012 Update. World Health Organization and UNICEF, WHO /UNICEF Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation, Geneva.
- Willmott, C.J. and Feddema, J.J. (1992): A more rational climatic moisture index. *Professional Geographer* 44 (1): 84-87.
- Willmott, C.J., Rowe, C.M. and Mintz, Y. (1985): Climatology of the terrestrial seasonal water cycle. *Journal of Climatology* 5 (6): 589-606.
- WWAP (2014): The United Nations World Water Development Report 2014: Water and Energy. United Nations World Water Assessment Programme (WWAP), UNESCO, Paris.

---

## Danksagung

Hiermit danke ich all meinen Betreuern, Fürsprechern, Förderern und Unterstützern.

Zuerst danke ich Prof. Dr. Dieter als Institutsleiter des Thünen-Instituts für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie. Danke für die fachliche und organisatorische Unterstützung und dass ich meine Arbeit am Institut durchführen konnte. Durch die hilfreichen inhaltlichen Diskussionen hat die Arbeit noch einmal entscheidend gewonnen. Des Weiteren danke ich den Verantwortlichen Dr. Johannes Welling und Sebastian Rüter am Thünen-Institut für Holzforschung, die mir die Möglichkeit gegeben haben, meine Arbeit fertig zu stellen.

Ich danke Prof. Dr. Mantau für die Begutachtung und seine Arbeit als Mitglied in der Prüfungskommission.

Außerdem danke ich meinem Betreuer Dr. Jörg Schweinle für die fachliche Unterstützung.

Insbesondere danke ich aber allen, die mich während der ganzen Zeit unterstützt haben und an mich geglaubt und mich motiviert haben, ganz besonders Hermann Englert. Aber auch den Kollegen Eva Meier, Niels Janzen und Stefan Diederichs sowie allen anderen Doktoranden und Mitarbeitern des Thünen-Instituts und des Fachbereichs danke ich für die guten und hilfreichen fachlichen Diskussionen sowie für ihre seelische Unterstützung. Trotz aller Anstrengungen war es wirklich eine gute Zeit.

Besonders danke ich meiner Familie für ihre Geduld und Unterstützung und insbesondere meinem Vater, der den Abschluss der Arbeit leider nicht mehr miterleben durfte.

---

## Eidesstattliche Versicherung

Hiermit erkläre ich an Eides statt, dass ich die vorliegende Dissertationsschrift selbst verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe.

Hamburg, den 30. Juni 2015

Anne Rödl

