

Memorandum zur Publikation
"Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit;
Ökofaktoren 1997", Schriftenreihe Umwelt Nr. 297

G. Doka (Doka Ökobilanzen)
R. Frischknecht (ESU-services)
S. Hellweg (ETH Zürich)

Februar 1999

A Zweck

Das vorliegende Papier listet Merkmale der Methode der ökologischen Knappheit auf, die nach Ansicht der Verfasser kontrovers diskutiert werden können, zugleich von zentraler Bedeutung sind und die Ergebnisse von Ökobilanzen stark prägen können. Es ist als Sammlung von Verbesserungswünschen und Diskussionsgrundlage im Hinblick auf eine zukünftige Überarbeitung gedacht.

Dieses Papier wurde von den Autoren am 13. September 1999 an der öbu (Verein für ökologisch bewusste Unternehmensführung) Arthur Braunschweig, Gabi Hildesheimer und weiteren öbu-Mitgliedern vorgestellt.

B Generelle Bemerkungen zu Methode und Grundlagen

B.1 Schadensunabhängige Berechnung der Ökofaktoren

Die Methode der ökologischen Knappheit basiert auf nationalen oder internationalen Schutzziele des Umweltschutzes. Es handelt sich um rechtsverbindlich erlassene resp. von zuständigen Behörden definierte und von demokratisch gewählten resp. legitimierten Instanzen formulierte Ziele. Die Ziele sind möglichst auf Nachhaltigkeit ausgerichtet (BUWAL 1998:18).

Schutzziele werden erlassen, um einen Schaden an Umwelt und Mensch zu verhindern oder zumindest zu begrenzen. Die durch übermässige Emissionen, übermässigen Verbrauch energetischer Ressourcen und übermässiges Deponieren von Abfällen entstehenden Schäden sind mannigfaltig und in ihrer Tragweite höchst unterschiedlich. Während z.B. in Gewässer eingeleitete organische Stoffe den Lebensraum der Fauna durch Sauerstoffzehrung einschränken, wirken Partikelemissionen auf die Gesundheit des Menschen. Die ökologischen Wirkungen der Treibhausgase beeinträchtigen die Gesundheit, die landwirtschaftlichen Erträge, die Wasserversorgung sowie Ökosysteme und Biodiversität. Zudem werden Schutzmassnahmen infolge des Anstiegs des Meeresspiegels erforderlich und es gehen Landstriche aus demselben Grund verloren. Auch werden vermehrt Extremereignisse wie Wirbelstürme erwartet.

Diese Vielfalt der Umweltschäden und die stark unterschiedlichen Beiträge einzelner Schadstoffe zu den Schäden werden in der Methode der ökologischen Knappheit nicht reflektiert. Vielmehr wird angenommen, dass die maximal zulässige Fracht alle Umweltauswirkungen abdeckt, falls einzelne Substanzen zu mehreren Umweltschäden beitragen (z.B. S. 12: Global Warming Potential vs. Ozone Depletion Potential). Wir erachten die Annahme als fragwürdig, dass ein Schaden verschwindet und daher nicht zu gewichten ist, weil dieselbe Verursachersubstanz noch einen anderen höheren Schaden erzeugt.

Die Konzentration auf die schlimmste Wirkung und die Nichtberücksichtigung von anderen Wirkungen kann sinnvoll sein bei der Festlegung von gesetzlichen Grenzwerten. Wird der schlimmste Schaden als Grundlage für die Festlegung eines Grenzwertes herangezogen, so können dadurch auch die weniger bedeutenden Schäden einer zweiten Wirkung auf ein verträgliches Mass eingedämmt werden. Bei der Bewertung von Umweltauswirkungen von Substanzen, wie dies für Ökobilanzbewertungsmethoden gefordert wird, spielt es aber sehr wohl eine Rolle, ob eine Substanz nur *eine* Wirkung entfaltet oder *mehrere*. Konzentriert man sich hier nur auf die schlimmste Wirkung, würde z.B. die Substanz A mit mehreren Wirkungen ununterscheidbar von einer Substanz B mit nur einer einzigen Wirkung, die der schlimmsten Wirkung der Substanz A entspricht. In einer Ökobilanz sollte unserer Meinung nach Substanz A stärker gewichtet werden als Substanz B. Eine konsequente Berücksichtigung von mehreren (Kombinations-)Wirkungen ist daher notwendig. Das Argument, dass eine Substanz mit mehreren möglichen Wirkungen real nur eine Wirkung entfaltet und danach "abreagiert" ist, trifft bei näherer Betrachtung nicht zu (z.B. Treibhausgase und ozonschichtzerstörende Substanzen).

Zusammenfassend gesagt wird in der hier diskutierten Publikation die Gewichtung einer Substanz auf der Basis der aktuellen und der kritischen Flüsse ungeachtet des mit dieser Substanz auftretenden Schadensausmasses gewichtet. Es wird angenommen, dass "*die relative Gewichtung dieser Schutzobjekte ... bei der Setzung der Zielwerte [geschieht]*" (BUWAL 1998:20). Diese Annahme der Schadensäquivalenz auf der Ebene der kritischen Flüsse ist von zentraler Bedeutung und sollte kritisch hinterfragt werden.

B.2 Summenparameter versus Einzelsubstanzen

Die separate Gewichtung jeder einzelnen Substanz führt zu einer Erhöhung der (rechnerischen) Gesamtbelastung in der Schweiz.

Am Beispiel der Bewertung von drei hypothetischen Substanzen soll dies gezeigt werden. Unter der (für den hier zu zeigenden Effekt unkritischen) Annahme, dass die Reduktionsziele für alle drei Substanzen identisch sind, resultieren die folgenden kritischen Flüsse:

	Aktueller Fluss [1'000 t/a]	Kritischer Fluss [1'000 t/a]	Ökofaktor [UBP/g]	UBP aktueller Fluss
Substanz A	1'000	500	4.0	$4.0 \cdot 10^{18}$
Substanz B	700	350	5.7	$4.0 \cdot 10^{18}$
Substanz C	30	15	133.3	$4.0 \cdot 10^{18}$
Summe				$12.0 \cdot 10^{18}$
A, B und C als Summenparameter	1'730	865	2.3	$4.0 \cdot 10^{18}$

Tab. 1: Ökofaktoren für drei hypothetische Substanzen einzeln und für die Schweiz gesamt.

Die Gesamtumweltbelastung der Schweiz durch die aktuellen Emissionen der Substanzen A, B und C steigt durch die Auftrennung der drei Substanzen in Einzelsubstanzen um den Faktor 3. Das Gewicht für Substanz A und B steigt um einen Faktor 1.7 bzw. 2.5, dasjenige der Substanz C um einen Faktor 58. Damit erhalten Indikatoren, welche auf der Ebene verschiedener Einzelsubstanzen gewichtet werden (z.B. die versauernd wirkenden Stickoxide, Schwefeldioxid, und Ammoniak) ein höheres Gewicht.

Durch die Bewertung von Einzelsubstanzen würde in der Bewertungsmethode eine wünschbare, bessere Differenzierung der ökologischen Beurteilung erreicht. Dass dadurch der entsprechende Umwelteffekt in der Bewertung an Gewicht gewinnt, ist ein methodisch –mathematischer Effekt der Methode der ökologischen Knappheit.

B.3 Klassifizierung und Charakterisierung zur Berechnung der Ökofaktoren

Klassifizierung und Charakterisierung wird dort eingesetzt, "wo ein bestimmter Stoff eine dominante Stellung in einer Wirkungskategorie sowie kaum andere Wirkungen hat, oder wo die Ziele für die Wirkungskategorie insgesamt gesetzt sind" (BUWAL 1998, S. 24). Dies ist bei Treibhausgasen, bei ozonschichtabbauenden Substanzen und bei Primärenergie der Fall (siehe Abb. 1), nicht aber bei den NMVOC.

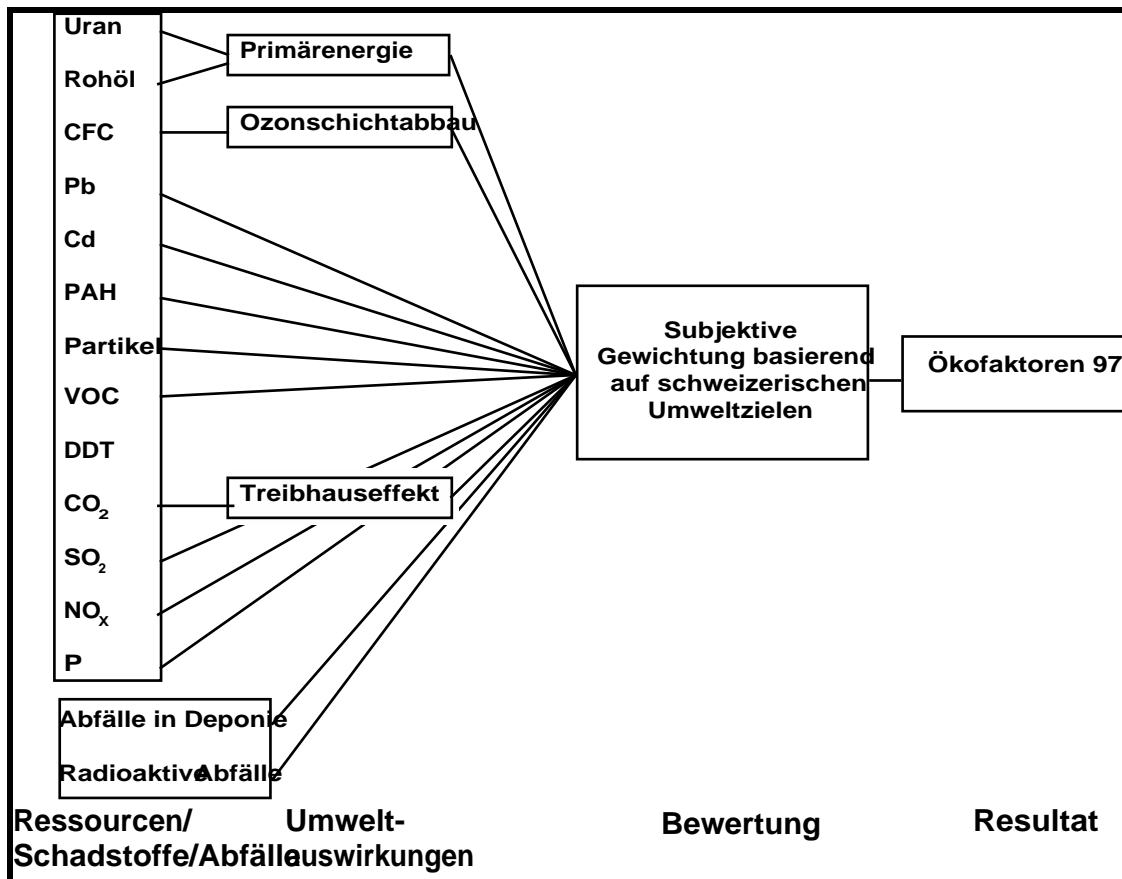


Abb. 1: Schematische Darstellung der Methode der ökologischen Knappheit. Neben ozonschicht-abbauenden, treibhauswirksamen Stoffen und Primärenergieträgern werden auch HCl und HF gemäss ihrer Umweltauswirkung (Versauerung) aggregiert.

Bei den NMVOC ist jedoch z.B. zu prüfen, ob die Gleichbehandlung aller Kohlenwasserstoff-Verbindungen bezüglich Ozonbildung gerechtfertigt ist. Gemäss UN/ECE (1994:21) tragen NMVOC-Reduktionen in stark unterschiedlichem Masse zu einer Reduktion der Spitzenkonzentrationen von Ozon bei ("This confirms the merits of a POCP approach to determine priorities for VOC emission control and clearly shows that VOCs may at least be divided into large categories, according to their importance in episodic ozone formation"). Als "wichtiger" werden in UN/ECE (1994:22) die Alkene, die Aromaten, die Alkane (>C6, ohne 2,3 Dimethylpentan), die Aldehyde (ohne Benzaldehyd) und Biogene (Isopren) bezeichnet. Das Ozonbildungspotential einzelner Kohlenwasserstoffe variiert gemäss UN/ECE (1994:23ff.) um einen Faktor 50 bis 1'000¹.

B.4 Technosphäre - Biosphäre

In BUWAL (1998) werden neben den direkten Wechselwirkungen zwischen der Technosphäre und der Biosphäre (Emissionen in Luft, Wasser und Boden) auch Flüsse innerhalb der Technosphäre bewertet. Dies betrifft die zu deponierenden (Sonder)-Abfälle, die radioaktiven Abfälle und den Energiebedarf. Letzterer kann jedoch als Entnahme von fossilen Energieträgern, Uran und Wasser(kraft) aus der Natur interpretiert werden. Bei den übrigen jedoch wird einerseits indirekt die Beeinträchtigung der Landschaft und das Risiko für Störfälle und Altlasten (Deponien) resp. ein Aspekt der Nuklearstromproduktion (BUWAL 1998:83) abgebildet.

Wir anerkennen die Schwierigkeit einer Voraussage der Umweltwirkungen von Prozessen, welche durch ihren langfristigen Charakter und damit verbundene Unsicherheiten gekennzeichnet sind. Durch die Vermischung von Flüssen innerhalb der Technosphäre (Abfallmengen) und zwischen Technosphäre und Biosphäre fließen aber subjektive Gewichtungen in die Definition der kritischen Flüsse ein, welche als solche kaum mehr erkennbar sind. Das Einführen eines (subjektiven) Gewichtungsfaktors in die Formel würde klärend wirken. Dieser Gewichtungsfaktor müsste zudem mit einem Schadensfaktor verknüpft sein, der das Schadensausmass auf dem Niveau der kritischen Flüsse quantifiziert.

¹ Dabei wurde das durchschnittliche POCP (Photochemical Ozone Creation Potential) auf der Basis von drei Szenarien (Deutschland-Irland, Frankreich-Schweden und Grossbritannien) und neun Tagen ermittelt (UN/ECE 1998:24).

B.5 Fehlende Ökofaktoren

Wenn keine Daten über aktuelle oder kritische Flüsse bekannt sind (z.B. Dioxine und Furane in die Luft; einzelne Kohlenwasserstoffe in Luft und Wasser (wie z.B. Benzol resp. Formaldehyd bezüglich Toxizität resp. krebserregender Wirkung, oder PAH), wurden auch keine Ökofaktoren berechnet. Da einzelne Substanzen innerhalb der genannten Gruppen eindeutig umweltbelastend im Sinne der Ökobilanzierung sind (Schädigung mindestens eines der drei Schutzgüter menschliche Gesundheit, ökologische Gesundheit und Ressourcen), gehen damit umweltrelevante Informationen verloren. Dies ist jedoch ein Problem der Datenverfügbarkeit und nicht der Methode an sich.

C Spezifische Bemerkungen zu einzelnen Ökofaktoren

C.1 Abschnitt 3.8: Ökofaktoren für CO₂

Die Begründung des kritischen Flusses für CO₂ ist weniger stringent als für andere Schadstoffe. Während bei NO_x, SO₂ und VOC sowohl emissions- als auch immissionsseitig konkrete gesetzliche Grundlagen resp. Bundesrats-Beschlüsse bestehen, ist dies bei CO₂ immissionsseitig nicht der Fall. Emissionsseitig wird auf die vom Bundesrat unterzeichnete Klimakonvention verwiesen, welche jedoch keine quantifizierten Angaben macht.

Auch hier würde ein Faktor zur Quantifizierung des (sehr unsicheren) Schadensausmasses und eines (subjektiven) Schadengewichtungsfaktors helfen, die gegenüber der geplanten gesetzlich bindenden Vorgabe² stärkere Gewichtung der Treibhausgase zu rechtfertigen.

Andererseits müsste bei einer Verwendung der Klimakonvention als Berechnungsgrundlage begründet werden, warum der Fluss von 15'000'000 Tonnen/Jahr für CO₂ verwendet wird, obwohl er sich gemäss der Fussnote auf S. 45 nicht nur auf CO₂, sondern auf alle Treibhausgase bezieht. Eine Herabsetzung des kritischen Flusses auf 12'000'000 Tonnen/Jahr (wie in der Fussnote beschrieben) und somit eine Erhöhung des Ökofaktors von 0.2 auf 0.31, erscheint uns konsequenter.

Obwohl Methan auch zu den ozonbildenden Substanzen zählt, wurde dessen Bewertung auf der Basis der Wirkung als Treibhausgas vorgenommen. Dies obwohl der Ökofaktor für VOCs höher ist als derjenige für Treibhausgase.

C.2 Abschnitt 3.9.4: Ökofaktor für ozonschichtzerstörende Substanzen

Bei den ozonschichtzerstörenden Substanzen (ODS) werden die mittleren tolerierten Emissionen der ersten zehn Jahre nach Ablauf der Übergangsbestimmungen als kritischer Fluss gewählt. Dieses Vorgehen (Durchschnittswert auf dem Absenkpfad) wird sonst nirgends (auch bei den Treibhausgasen nicht) angewendet. Eine Begründung für dieses unterschiedliche Vorgehen wird nicht gegeben.

C.3 Abschnitt 3.10 und 5.3 Schwermetalle

Teilweise wurden Revisionsentwürfe von Gesetzen herangezogen (z.B. S. 67), teilweise die alte Fassung, obwohl es einen neuen Entwurf gibt (z.B. S. 55, Fussnote zu Tabelle 18). Was ist der Grund für diese unterschiedliche Wahl der gesetzlichen Grundlagen?

Es werden mehr Schwermetalle in Boden (10) als in Luft (4) bewertet. Lassen sich nicht ÖF der nichtbewerteten Schwermetalle in Luft aus den ÖF von den Schwermetallen in Boden ableiten?

Die aktuellen Flüsse der Schwermetalle in Gewässer beinhalten nicht nur die anthropogenen, sondern auch die natürlicherweise enthaltenen Flüsse, die vermutlich jedoch irrelevant sind. Dieser Aspekt sollte unserer Meinung nach analog zum Aspekt Gesamtstickstoff (BUWAL 1998:24) in der Publikation erwähnt werden.

Auf S. 76 ist ein kleiner Fehler bei den Elementsymbolen unterlaufen: Mit Th (eigentlich Thorium) ist wahrscheinlich Thallium (Elementsymbol Tl) gemeint. Auf S. 77 wird gesagt, dass Emissionen von Cu, Zn, Cr in den Boden tiefer bewertet werden, als ins Wasser. Ein Vergleich der Tabelle auf S. 67 mit derjenigen auf S. 76 zeigt jedoch das Gegenteil. Das Beispiel (Hg und Cd) ist aber korrekt und lässt deshalb auf einen Schreibirrtum schliessen.

² Vorgabe gemäss Botschaft des Bundesrats zum CO₂-Gesetz: -10% bis 2010 (BUWAL 1998:45)

C.4 Abschnitt 4.2: Ökofaktoren für COD, DOC und TOC

Entgegen dem in der Publikation gewählten Vorgehen schlagen wir vor, dass der TOC als Summenparameter bevorzugt verwendet werden sollte, falls er gemessen worden ist. Damit können Abwässer, deren Kohlenstofffracht sich zum grossen Teil aus schwer kontrollierbarem GUS (gesamte ungelöste Stoffe) zusammensetzt, adäquat bewertet werden.

C.5 Abschnitt 4.4/4.6/4.8: Ökofaktoren für Chlorid/Sulfat/AOX

Während bei einigen Schadstoffen keine Bewertung vorgenommen wird, da sie für die Schweiz als nicht relevant eingestuft werden (z.B. Chlorid, Sulfat), wird AOX ohne eine solche Relevanzabschätzung mit einem Ökofaktor versehen, um "eine als störend empfundene Lücke bei der Gewichtung der Herstellung von Papier zu schliessen" (S. 70). Dieses Vorgehen ist unserer Meinung nach methodisch fraglich, da eine (subjektive) Selektion vorgenommen wird.

Ökobilanzen machen Aussagen zur Belastung durch einzelne Produkte oder Unternehmen. Es sollte daher im Prinzip vermieden werden, die Gewichtung einer Substanz zu unterlassen, nur weil sie in einer nationalen Perspektive nicht limitiert ist³. Würde ein schadensorientierter Ansatz gewählt, würden Chlorid und Sulfat z.B. nicht a priori ausgeschlossen, nur weil sie gesamtschweizerisch vernachlässigbar sind. Umgekehrt sollten AOX nicht eingeschlossen werden, weil damit "eine als störend empfundene Lücke bei der Gewichtung der Herstellung von Papier" (BUWAL 1998:70) geschlossen werden kann, sondern weil AOX erwiesenermassen toxische Substanzen sind, die in einer Ökobilanzbewertungsmethode gewichtet werden sollten. Wie in BUWAL (1998:68/70) erwähnt, sollte zudem der Summenparameter AOX in Einzelsubstanzen aufgetrennt werden.

Die Berücksichtigung resp. die Nichtbetrachtung von Substanzen in der UBP-Methode mögen aus praktischen Gründen angemessen sein, aus methodischen Gründen können sie aber nicht immer gerechtfertigt werden und stellen eine wichtige Quelle der Subjektivität dar.

C.6 Abschnitt 5.5: Beanspruchung von Deponieraum für feste Abfälle

Es wird hervorgehoben, dass die Wirkungen von Deponien einerseits aus ihren Emissionen, andererseits aus der ästhetischen Beeinträchtigung der Landschaft und der biologischen Qualität der Lebensräume bestehen. Die Emissionen werden bereits durch andere Kapitel abgedeckt, so dass hier nur das zweitgenannte Kriterium, welches auch als "Knappheit von Deponiestandorten" bezeichnet wird, betrachtet wird. Dennoch wird in Abschnitt 5.5 das Risiko für Störfälle und Altlasten als zusätzliche Motivation für die Einführung der Bewertung des Deponieraums genannt, und es wird betont, dass nicht jeder Untergrund für die Anlage von Deponien sinnvoll sei.

Wenn hier indirekt das Risiko von Deponien bewertet werden soll, ist der Ansatz der Gleichgewichtung von Inert-, Reststoff- und Reaktordeponien zu hinterfragen. Wenn allerdings nur die ästhetischen Beeinträchtigung der Landschaft und der biologischen Qualität der Lebensräume bewertet werden, fragen wir uns, warum andere Prozesse, die ebenfalls "landschaftsverunstaltend" sind und die biologische Qualität der Lebensräume beeinflussen (z.B. Tagebau, Strassen, Fabriken, ...) nicht ebenso "Strafpunkte" erhalten. Diese Bewertungskategorie wirkt somit gegenüber Deponien "diskriminierend".

Zudem ist die Berechnung des kritischen Flusses für Deponien in der Schweiz nach unserem Ermessen nicht korrekt:

Wenn brennbare Materialien abgezogen und die zusätzliche Schlacke zur aktuellen Menge hinzuaddiert werden, muss auch die zusätzlich entstehende Menge an Reststoffen aus der Verbrennung berücksichtigt werden (in Tabelle 2 berücksichtigt).

Wenn wir für die einzelnen Deponietypen eigene Zielsetzungen formulieren, so verändert sich deren "ökologische Knappheit" wesentlich. Der Ökofaktor für Reaktordeponien ist um einen Faktor 3,4 höher, derjenige der Reststoffdeponien um einen Faktor 16,6 (obwohl bei diesem Deponietyp der kritische Fluss erhöht wurde). Dieser Effekt ist auf das bereits angesprochene Problem der Erhöhung des Gewichts von Einzelsubstanzen bei Auftrennung aus einem Summenparameter zurückzuführen (s. Kapitel B.2 'Summenparameter versus Einzelsubstanzen' auf Seite 2 dieses Memorandums).

³ Diese Vorgehensweise ist jedoch konsistent mit der Zielsetzung der Publikation, Ökofaktoren auf der Basis der umweltpolitischen Ziele der Schweiz bereitzustellen.

	Aktueller Fluss [1'000 t/a]	Kritischer Fluss [1'000 t/a]	Ökofaktor [UBP/g]	Aktueller Fluss [UBP]
Original BUWAL 297:	3'030	2'430	0.5	1.5·10 ¹²
Separate Betrachtung:				
Inertstoffdeponien	1'500	1'500	0.7	1.0·10 ¹²
Reststoffdeponien	30	ca. 60	8.3	0.25·10 ¹²
Reaktordeponien	1'500	930	1.7	2.6·10 ¹²
Summe	3'030			3.85·10 ¹²

Tab. 2: Ökofaktoren für Deponien in der Schweiz gesamt gemäss BUWAL (1998:82) und jede der drei Deponietypen separat.

C.7 Abschnitt 5.6: Endlagerstätten radioaktiver Abfälle

Als Motivation wird hier die Nichtabbildbarkeit von "Belastungen" durch Nuklearstrom genannt - diese Bewertungskategorie interpretieren wir somit als Korrekturposten für die "*weder der wissenschaftlichen noch politischen Einschätzung [entsprechenden]*" (BUWAL 1998:83) Bewertung der Nuklearstromherstellung. Die kritischen Flüsse werden aus den aktuellen hergeleitet, was nichts mit den (potentiellen) Umweltauswirkungen der Abfälle zu tun hat. Diese Schwäche wird auch erkannt, indem erklärt wird, dass die Festlegung der kritischen Flüsse wertabhängig sei und angefügt wird "*Wo die radioaktiven Abfälle allerdings eine Ökobilanz dominieren, ist das Resultat vorsichtig zu interpretieren*" (BUWAL 1998:85).⁴ Auch hier würden Schadens- und (subjektive) Gewichtungsfaktoren die Argumentation erheblich erleichtern.

C.8 Kapitel 6: Ressourcen

In Kapitel 6 "Ressourcen" werden erneuerbare Energien (Sonne, Wind, Biomasse) von der Gewichtung ausgenommen, nicht aber Wasserkraft (da die Kapazitäten weitgehend genutzt seien). An dieser Stelle sollte hinterfragt werden, ob man von einem noch möglichen Ausbau einer Energieform ausgehen muss, damit deren Ressourcenaspekt als ökologisch unbedenklich gelten kann und sie deshalb nicht zu bewerten ist. In Übereinstimmung mit den Grundsätzen dieser Bewertungsmethode wird die *Knappheit* der Energieformen Öl, Erdgas, Kohle, Uran und Wasserkraft unter Berücksichtigung der (unteren) Heizwerte bewertet.

Gemäss Rutschmann (1997) werden heute in der Schweiz bereits 42% des verfügbaren Energieholzes genutzt. Da eine Ausschöpfung der Kapazität das Kriterium für die Bewertung eines Energieträgers ist, ist das u.U. bei Holz bereits in Betracht zu ziehen. Zudem wird der Ökofaktor bei nichtknappen Ressourcen automatisch viel tiefer sein als bei knappen Ressourcen.

⁴ Dies ist zudem bei Ergebnissen angebracht, bei denen die radioaktiven Abfälle einen (sehr) kleinen Beitrag liefern. Sie könnten ja durchaus auch deutlich zu tief gewichtet sein.

D Fazit

Mit der Aktualisierung der Methode der ökologischen Knappheit wurden wesentliche Verbesserungen umgesetzt. Dennoch weist die Berechnung der Ökofaktoren einige methodische Schwächen auf, die die Resultate einer Ökobilanz erheblich verzerren können. Neben Anmerkungen zu einzelnen Ökofaktoren sind hier insbesondere folgende Punkte zu nennen:

- Die Bewertungsmethode gewichtet gemäss dem Verhältnis der aktuellen zu den kritischen Flüssen. Es werden weder Aussagen dazu gemacht, welche Schäden in welchem Ausmass auf dem Niveau der jeweiligen aktuellen und kritischen Flüsse zu erwarten sind noch darüber, wie derart unterschiedliche Schäden wie "Beeinträchtigung der Landschaft" (durch Deponien), Schäden der menschlichen Gesundheit (z.B. durch Partikel-Emissionen) oder Beeinträchtigung von Ökosystemen (z.B. durch Treibhausgase) gegeneinander gewichtet werden sollen. Da diese beiden Faktoren (Schadens- und Gewichtungsfaktor) in der Methode fehlen, enthält sie die implizite Annahme, dass auf dem Niveau der kritischen Flüsse die damit verbundenen Schäden gleich hoch sind. Die qualitative Einschätzung, dass die Schäden auf dem Niveau der kritischen Flüsse langfristig auf einem tragbaren Niveau sind ("möglichst auf Nachhaltigkeit ausgerichtet"), genügt hier nach unserer Auffassung nicht.
- Eine separate Gewichtung von Einzelsubstanzen statt Summenparametern ist sachlich wünschbar, würde aber rechnerisch zu einer Erhöhung der Gesamtbelastung in der Schweiz führen. Dadurch erhalten Umweltwirkungen, zu denen viele verschiedene in BUWAL (1998) bewertete Einzelsubstanzen beitragen, ein künstlich höheres Gewicht. Dieses Problem ist mit demjenigen des Eco-indicator 95 (Goedkoop 1995) auf der Ebene der Zusammenfassung der Wirkungsklassen nicht vergleichbar. Jede dort neu eingeführte Wirkungsklasse (z.B. die radioaktiven Emissionen) führt zu einer Erhöhung der *berücksichtigten* Gesamtbelastung in Europa. Eine Lösung des Problems bei der Methode der ökologischen Knappheit müsste die Umformulierung der Berechnungsformel für Ökofaktoren beinhalten. Eine konsequente Anwendung von Klassifizierung und Charakterisierung und ein Formulieren und Anwenden der aktuellen und kritischen Flüsse auf der Ebene der Wirkungsbilanz würde das Problem ebenfalls entschärfen.
- Eine Trennung zwischen Technosphäre und Biosphäre wird nicht konsequent vollzogen. Neben den Emissionen werden technische Prozesse bewertet (Energiebedarf, Abfälle). Eine konsequente Definition der resultierenden Interaktionen mit der Umwelt würde zu einer erhöhten Klarheit der Methode beitragen.
- Die Orientierung der Bewertung an den potentiellen Schäden, was durch die Methode angestrebt wird (S. 18), ist für uns nicht immer nachvollziehbar. Beispielsweise wird die ästhetische Beeinträchtigung der Landschaft nur bei einem Bruchteil von diesbezüglich relevanten Prozessen berücksichtigt. Des weiteren scheint bei einigen Ökofaktoren (z.B. radioaktive Abfälle, andere Abfälle) die Festlegung des aktuellen und kritischen Flusses nicht an den potentiellen Schäden orientiert zu sein, sondern an einer subjektiven Einschätzung der Begleitgruppe.
- Für ökologisch relevante aber in BUWAL (1998) nicht bewertete Substanzen wie z.B. Benzol, Formaldehyd, PAH etc. sollten Bewertungsfaktoren evt. auf der Basis von Hilfskonstruktionen ermittelt werden.

Eine Verbesserung der Methode kann unserer Meinung nach erzielt werden, wenn die mit Emissionen und Ressourcenverbrauch verbundenen potentielle Schäden definiert und die Ökofaktoren in Abhängigkeit der Schadenspotentiale berechnet würden.

In Analogie zur Bewertungsmethode Eco-indicator 95 (Goedkoop 1995) könnten zu diesem Zweck ein Schadensfaktor und ein die verschiedenen Schäden wertender Gewichtungsfaktor eingeführt werden. Dadurch würde sich die Methode vermehrt an den Umweltschäden orientieren und die subjektiven Einschätzungen wären durch Gewichtungsfaktoren als solche gekennzeichnet. Dieser Ansatz wird auch mit der Aktualisierung des Eco-indicator weiterverfolgt.

E Referenzen

- BUWAL 1998 G. Brand, A. Scheidegger, O. Schwank, A. Braunschweig: *Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit; Ökofaktoren 1997*, Schriftenreihe Umwelt Nr. 297, Bern 1998
- Goedkoop 1995 M. Goedkoop: *The Eco-indicator 95*, Final report, Amersfoort 1995
- Rutschmann 1997 C. Rutschmann, Im Wald wächst Wärme, in *Sonnenenergie, Nr. 2/97*, SSES, S. 4-7, 1997
- UN/ECE 1994 Annex IV: Classification of volatile organic compounds (VOCs) based on their photochemical ozone creation potential (POCP), in *Protocol concerning the Control of Emissions of Volatile Organic*

Compounds or their transboundary Fluxes, United Nations Economic Commission for Europe,
New York and Geneva 1994